



PMR Monitoring Natuurcompensatie Voordelta-bodemdieren

Datarapport campagne bodemschaaf 2015-multivariate analyse
2004-2013

IMARES Rapport C073.16

Auteurs: J.A. Craeymeersch, J. Perdon, J.Jol, E.B.M. Brummelhuis, M. van Asch

PMR Monitoring Natuurcompensatie Voordelta - bodemdieren

Datarapport campagne bodemschaaf 2015 – multivariate analyses 2004-2013

Auteur(s): J.A. Craeymeersch, J. Perdon, J. Jol, E.B.M. Brummelhuis, M. van Asch

Opdrachtgever: Deltares
T.a.v.: Dr. T.C. Prins
Rotterdamseweg 185
2629 HD Delft

Publicatiedatum: 1 maart 2017

IMARES Wageningen UR
Yerseke, maart 2017

IMARES rapport C073/16

J.A. Craeymeersch, J. Perdon, J. Jol, E.B.M. Brummelhuis, M. van Asch. 2017. PMR Monitoring Natuurcompensatie Voordelta – bodemdieren. Datarapport campagne bodemschaaf 2015 – multivariate analyses 2004-2013.. Wageningen, IMARES Wageningen UR (University & Research centre), IMARES rapport C073/16. 37 blz.; 5 tab.; 45 ref.

© 2015 IMARES Wageningen UR

IMARES, onderdeel van Stichting DLO.
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

De Directie van IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van IMARES; opdrachtgever vrijwaart IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

A_4_3_1 V22

Inhoud

Samenvatting	4
1 Inleiding	5
2 Methoden	6
2.1 Bodemdierbemonstering 2015	6
2.2 Multivariate analyses	9
2.2.1 Relatie soortensamenstelling en omgevingsvariabelen	10
2.2.2 Relatie soortensamenstelling en visserijdruk	11
3 Resultaten	12
3.1 Bodemdierbemonstering 2015	12
3.2 Multivariate analyses	17
3.2.1 Relatie soortensamenstelling en omgevingsvariabelen	17
3.2.2 Relatie soortensamenstelling en visserijdruk	22
4 Discussie	26
4.1 Bodembemonstering 2015	26
4.2 Multivariate analyses	26
5 Kwaliteitsborging	29
Literatuur	30
Verantwoording	34
Bijlage 1	Gemiddelde, minimum en maximum lengte (mm) of hoogte (mm) van schelpdieren (data bodemschaaf 2015)
	35

Samenvatting

Met de aanleg van Maasvlakte 2 is de haven van Rotterdam uitgebreid. Maasvlakte 2 ligt in de Voordelta, een Natura 2000-gebied. In de Passende Beoordeling die in 2007 is uitgevoerd, is een aantal effecten van de aanwezigheid van Maasvlakte als significant negatief beoordeeld. Ter compensatie van deze effecten is binnen de Voordelta een aantal maatregelen getroffen, onder meer een bodembeschermingsgebied. In het bodembeschermingsgebied worden beperkingen opgelegd aan boomkorvisserij met wekkerkettingen: visserij door schepen met een motorvermogen groter dan 260 pk (191 kW) (Eurokotters) is niet toegestaan.

Om het effect van de instelling van het bodembeschermingsgebied te kunnen evalueren, zijn in de periode 2004-2007 metingen verricht om de nulsituatie vast te leggen, en is vanaf 2009 het monitoringsprogramma voor de natuurcompensatie gestart. De resultaten van de eerste fase (2009-2013) m.b.t. de monitoring van de bodemdieren zijn gerapporteerd in Craeymeersch et al. (2015). De opzet van de monitoring had als primair doel een vergelijking van de ontwikkelingen vóór en na de instelling van het bodembeschermingsgebied. Het verschil in verandering tussen het bodembeschermingsgebied en de referentiegebieden zou inzicht geven in het effect van de compensatiemaatregelen. Omdat de boomkorvisserij ook in de referentiegebieden sterk afgenomen is, ontbreekt enig contrast tussen de referentiegebieden en bodembeschermingsgebied, is er geen duidelijk behandelingseffect, en is aan de voorwaarde voor een goede BACI-opzet niet voldaan. Omdat de BACI opzet niet heeft gewerkt, zijn een aantal aanvullende analyses uitgevoerd naar de relatie tussen trends in bodemdieren en trends in visserij (Craeymeersch et al. 2015). Zo is ondermeer gekeken naar de correlatieve verbanden tussen een aantal benthische indicatoren en visserij-intensiteit, maar deze bleken niet eenduidig. Evenmin leken trends in de dichtheid van een aantal soorten gevoelig voor bodemberoering gerelateerd aan veranderingen (afnames) in visserij-intensiteit, misschien op de populatie van *Chamelea striatula* na.

De tweede fase van het onderzoek start in 2016. In de tussenliggende jaren is het lopende onderzoek gedeeltelijk voortgezet. Zo is in 2015 het benthos weer bemonsterd, zij het in een aangepaste opzet (238 i.p.v. 411 stations). Ook is een aanvullende studie (multivariate analyse) uitgevoerd om de mogelijke relatie tussen de samenstelling van de bodemdiergemeenschappen en visserij op een andere manier na te gaan.

Het voorliggende rapport beschrijft de gewijzigde opzet van de monitoring, alsook de eerste monitoring-resultaten d.m.v. een korte beschrijving van de dataset verkregen met de bodemschaaf (omdat de monsters met de box-corer uit 2015 niet tijdig verwerkt waren om in dit rapport opgenomen te worden). Verder wordt de aanvullende studie nader besproken, qua opzet en resultaten van de multivariate analyses.

De resultaten lijken in ieder geval op het eerste zicht te wijzen op een significante invloed van visserij op de samenstelling van de bodemdiergemeenschappen. Er is een significante, zij het kleine, relatie tussen de soortensamenstelling en de visserij-inspanning, zowel van boomkorvisserij als van garnalenvisserij. Maar het gaat hier naar alle waarschijnlijkheid enkel om een statistische significantie, en dus een artefact. Dit wordt afgeleid uit de volgende punten: 1) veel van de soorten die het sterkst een positieve of negatieve relatie tonen met visserij-intensiteit, zijn slechts op een gering aantal stations gevonden, 2) de ecologische kenmerken die waarschijnlijk maken of een soort gevoelig is voor visserij of niet, zijn voor de soorten die een statistische relatie tonen met visserij in veel gevallen tegenstrijdig aan de waargenomen relatie, en 3) de resultaten voor relaties met boomkorvisserij en met garnalenvisserij zijn in veel gevallen tegenstrijdig.

1 Inleiding

Voorafgaand aan en na de aanleg van Maasvlakte 2 is een uitgebreide monitoring gestart om na te gaan of de getroffen compensatiemaatregelen effectief leiden tot de beoogde compensatie van de effecten van de aanleg en aanwezigheid van de Tweede Maasvlakte op de natuurwaarden in de Voordelta. Het betrof onderzoek naar bodemdieren, vis, vogels, abiotiek en gebruik. Meer informatie over het kader en de getroffen compensatiemaatregelen is te vinden in Prins et al. (2014), de eindrapportage van de eerste fase van het project PMR-NCV met de resultaten van de monitoring en het onderzoek in de periode 2009-2013. Aanvullend zijn er uitgebreide technische achtergrondrapportages, waarin de onderzoeksuitvoering en resultaten voor verschillende onderwerpen afzonderlijk en in meer detail gerapporteerd zijn. Voor bodemdieren verwijzen we naar Craeymeersch en Escaravage (2014). In dit eindrapport waren nog niet de meest recente gegevens beschikbaar. Craeymeersch et al. (2015) presenteren de resultaten van de analyses met de volledige meetreeks (tot en met 2013). Daarnaast zijn er een aantal aanvullende analyses uitgevoerd, waarbij o.a. trends in de Voordelta vergeleken zijn met trends in andere delen van de kustzone.

De tweede fase van het onderzoek start in 2016. In de tussenliggende jaren is het lopende onderzoek gedeeltelijk voortgezet. Zo is in 2015 het benthos weer bemonsterd, zij het in een aangepaste opzet. Ook is een aanvullende studie (multivariate analyse) uitgevoerd om de mogelijke relatie tussen de samenstelling van de bodemdiergemeenschappen en visserij op een andere manier na te gaan.

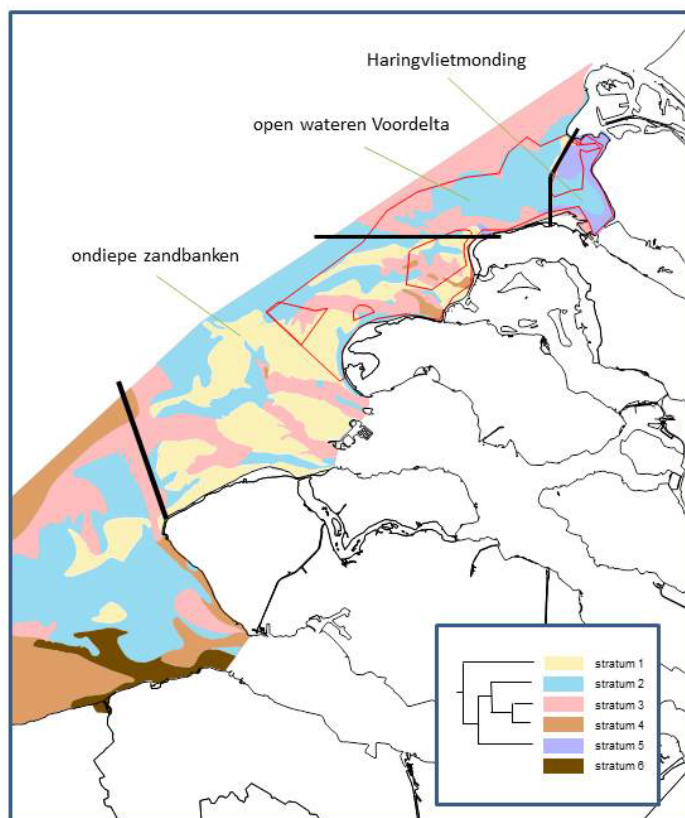
In dit rapport wordt enerzijds de gewijzigde opzet besproken, alsook de eerste resultaten d.m.v. een korte beschrijving van de dataset verkregen met de bodemschaaf (want monsters box-corer nog niet allemaal verwerkt zijn). Verder wordt de aanvullende studie nader besproken, qua opzet en resultaten.

2 Methoden

2.1 Bodemdierbemonstering 2015

Bemonsteringsplan

In de Voordelta kunnen op basis van gegevens van de infauna verzameld op 855 locaties een aantal gebieden (strata) onderscheiden worden met een verschillende soortensamenstelling (Craeymeersch et al. 1990). Gekoppeld aan omgevingsgradiënten (diepte en korrelgrootte, geografische locatie) leidt dit tot het onderscheiden van drie geomorfologische gebieden: Haringvlietmonding, open wateren Voordelta en ondiepe zandbanken (**Figuur 1**).



Figuur 1. Gemeenschappen (strata) onderscheiden door Craeymeersch et al. (1990) en ligging van de drie geomorfologische gebieden (ondiepe zandbanken, open wateren Voordelta en Haringvlietmonding). Het bodembeschermingsgebied (inclusief rustgebieden¹) is in een rood omkaderd vlak rood weergegeven.

Bij de opzet van het monitoringsprogramma is er daarom reeds bij de nulmetingen (2004-2005) rekening gehouden met deze verschillen in habitat en bodemdiergemeenschappen. De onderzoeklocaties zijn als volgt bepaald: alle geomorfologische gebieden van het toenmalig zoekgebied voor het bodembeschermingsgebied (BBG), en 2 referentiegebieden (REF) zijn in een

¹ Sommige rustgebieden in de Voordelta zijn specifiek ingesteld voor natuurcompensatie en hebben als doel het bodembeschermingsgebied als foerageergebied van zwarte zee-eend, visdief en/of grote stern te kunnen benutten (Hinderplaat, Bollen van de Ooster, Bollen van het Nieuwe Zand). Daarnaast zijn deze en andere rustgebieden (Slikken van Voorne, Verklikkerplaat/Middelplaat) ook ingesteld vanuit andere Natura 2000-doeleinden (Prins et al. 2014, VenW 2008)

aantal vakken verdeeld, en binnen ieder vak is een random locatie gekozen. Resultaat was een gelijkmatige verdeling van de locaties over het hele onderzoekgebied, en dus ook de geomorfologische gebieden inclusief verdere abiotische gradiënten daarbinnen. In 2009 (start fase 1, 2009-2013) is het monsterprogramma enigszins aangepast. In het gebied ten westen van het bodembeschermingsgebied zijn toen 30 nieuwe referentievakken (samen RefWest genoemd) geselecteerd, gekoppeld aan verschillen in bodemdiersamenstelling maar ook aan verschillen in visserij-intensiteit (boomkorvisserij op platvis, bordenvisserij op rondvis en visserij op garnalen). In deze vakken werden bij aanvang van de monitoring random 5 monsterlocaties gekozen. We verwijzen naar Heessen en Jak (2009) voor meer informatie.

Met deze bemonsteringsopzet kan de ontwikkeling van de bodemfauna in BBG vergeleken worden met andere gebieden in de Voordelta. Omdat in het gebied buiten het BBG een toename van visserij niet uitgesloten werd, zijn in de nieuwe referentievakken ten westen van het BBG 5 monsterlocaties per vak gekozen. Dit zou het bij een instandhouding of een toename van de verschillen in visserij-intensiteit mogelijk maken om de relatie tussen bodemfauna en de visserij-intensiteit van de boomkorvisserij te analyseren op basis van deze monstervakken, al is dat niet zo beschreven in het plan van aanpak.

Voor de monitoring 2015 – overgangsjaar tussen fase 1 en fase 2 - is zoveel mogelijk uitgegaan van het monsterprogramma in de periode 2009-2013. Wel is het aantal monsterpunten gereduceerd (238 i.p.v. 411; Figuur 2), door:

- Weglaten van punten in Haringvlietmond. Het argument voor deze keuze is dat in dit gebied geen effect van de maatregel te verwachten is, omdat er nooit boomkorvisserij heeft plaatsgevonden;
- Reductie van het aantal punten in de vakken van RefWest: 1 i.p.v. 5 punten per vak. De 30 vakken waren geselecteerd in functie van visserij-intensiteit en bodemdiersamenstelling (Heessen & Jak 2009). Idee toen was dat visserij in dit gebied zou blijven (of zelfs intensiever worden), met verschillende intensiteiten, en dat, mede door meerdere monsterlocatie per vak te kiezen, deze vakken gebruikt zouden kunnen worden voor correlatief onderzoek naar de relatie met visserij-intensiteit (naast de BACI-benadering). Uit de VMS-analyses is nu gebleken is dat ook in dit gebied de boomkorvisserij vrijwel geheel verdwenen is, en zeker niet is gelijk gebleven of toegenomen. Het is ook niet de verwachting dat er nog een intensieve visserij zal plaatsvinden, gezien het feit dat de boomkorvisserij in de laatste jaren in de gehele Nederlandse kustzone grotendeels verdwenen is. Een correlatief onderzoek beperkt tot dit gebied is daardoor niet meer mogelijk.

Met de bovenstaande gereduceerde opzet van het monitoringprogramma kunnen de bestaande vraagstellingen (zie Prins et al. 2014, Craeymeersch et al. 2015) nog steeds beantwoord worden. Het onderzoek blijft gebiedsdekkend, alle gewenste indicatoren kunnen berekend worden, er zijn nog voldoende punten over om een voldoende hoog onderscheidingsvermogen te behouden, en analyses kunnen uitgevoerd worden die volledig aansluiten bij het al uitgevoerde onderzoek t/m 2013:

- Vergelijking van de ontwikkeling in bodembeschermingsgebied en de bestaande referentiegebieden blijft mogelijk;
- Analyses naar relatie met visserij-intensiteit blijven mogelijk ;
- Trendanalyses van de ontwikkelingen in de bodemdierengemeenschap over de tijd in de gehele Voordelta of in delen van de Voordelta blijven mogelijk;
- Voedselvoorraad voor zwarte zee-eend: schatting van bestand en ruimtelijke verschillen hierin. (incl. grootteverdeling schelpdieren) kunnen gemaakt worden;
- Door de verdeling van de monsterpunten over de Voordelta en door toepassing van habitatmodellering is het net als in voorgaande jaren mogelijk zowel uitspraken te doen die van toepassing zijn op de gehele Voordelta als op sub-habitat eenheden binnen de Voordelta.

In de aangepaste rustgebieden Bollen van de Ooster en Bollen van het Nieuwe Zand² zijn 25 aanvullende punten bemonsterd – geselecteerd volgens een zogenoemd systematic nonaligned

² De aangepaste begrenzingen zijn in 2016 vastgelegd

design³ - (Figuur 2). In het monitoringsprogramma zijn tot nu toe in deze gebieden respectievelijk 19 en 15 locaties bemonsterd. Door het toevoegen van extra locaties kunnen de verkregen data bij een eventueel gehele sluiting van de rustgebieden voor alle vormen van bodemberoerende visserij (dus ook garnaalenvisserij) als T0-metingen dienen.

Uitvoering veldwerk 2015

De inventarisatie in 2015 is uitgevoerd tussen 14 september en 26 oktober. De meetmethodes, met bemonstering met box-corer en bodemschaaf, waren dezelfde als tijdens voorgaande jaren (Barr et al. , Craeymeersch et al. 2015).

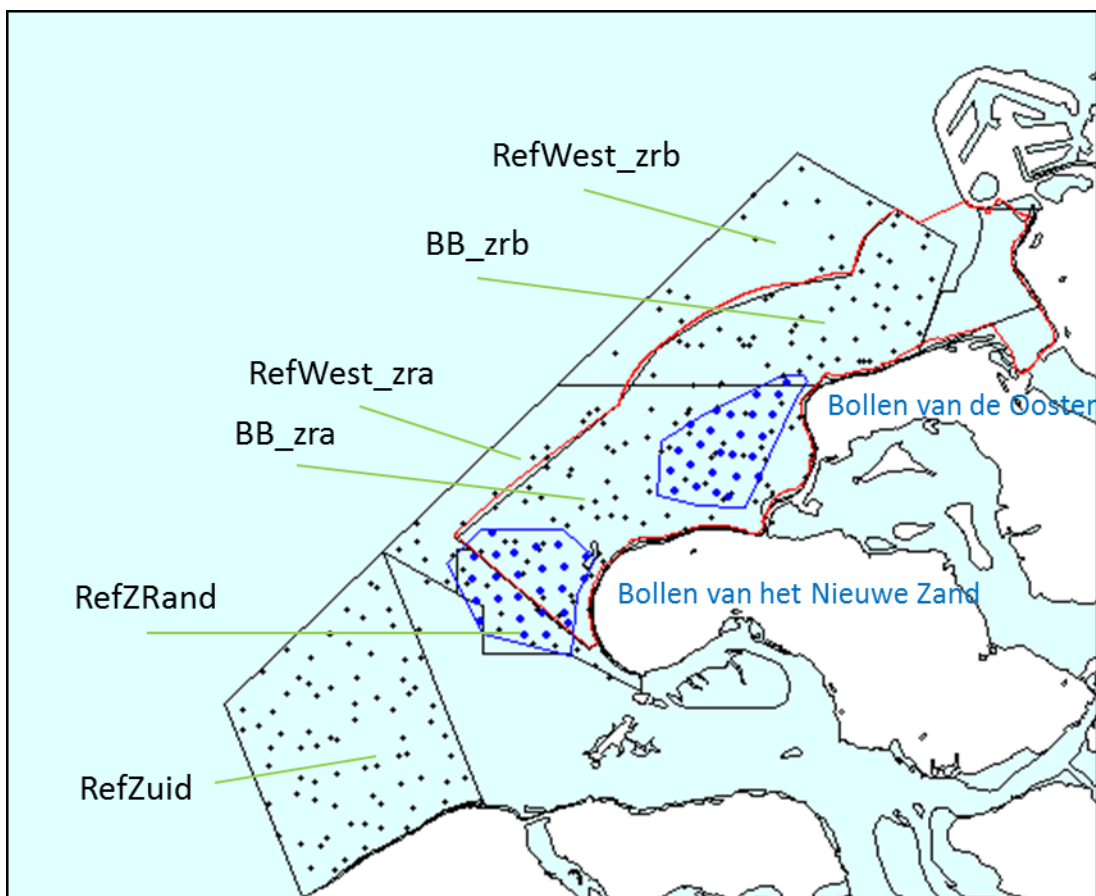
Tijdens deze periode kon er gedurende 5 dagen helemaal niet, en gedurende 2 dagen maar een deel van de dag, gemonsterd worden wegens slechte weersomstandigheden – teveel wind en/of te hoge golven (>1,5 m). Verder waren er 7 dagen waarop niet of slechts gedurende een deel van de dag gemonsterd kon worden wegens tekort aan bemanning. Op dagen dat er de hele dag gewerkt kon worden (13 dagen), werden er gemiddeld 17 monsters genomen.

Zeventien (17) van de 289 monsterpunten zijn verder dan 200 m van de geplande locatie bemonsterd als gevolg van te geringe diepte. Het gaat daarbij om 15 nieuwe locaties in de rustgebieden Bollen van het Nieuwe Zand (7) en Bollen van de Ooster (8)⁴. De overige twee waren locaties (106, 127) uit de bestaande monding, gelegen in het bodembeschermingsgebied (deelgebied BB_zra)⁵.

³ Bij een systematische bemonstering liggen de monsterpunten veelal op regelmatige afstanden van elkaar. Nadelen zijn o.a. problemen bij het schatten van de standaardafwijking van het steekproefgemiddelde, en de kans op een grote systematische fout wanneer periodiek optredende variatie in de populatie voorkomt waarvan de golflengte samenvalt met de afstand tussen de monsterpunten (Rep 1999, Eurostat 2002). Bij de hier gevolgde variant zijn alle locaties iets verplaatst.

⁴ De geplande posities waren te ondiep. Gerealiseerde posities zullen in volgende survey als geplande posities dienen.

⁵ Locatie 106 was te ondiep geworden, en in 2016 zal de in 2015 gerealiseerde positie als geplande positie dienen. In de database wordt aan locatie 106 vanaf 2015 een nieuw identificatienummer toegekend, zodat bij analyses rekening gehouden kan worden met verplaatsing. Dat is conform verplaatste locaties in voorgaande jaren (zie tabel 2 in Craeymeersch et al 2015). Locatie 127 wordt vooralsnog niet verplaatst omdat onduidelijk is waarom afwijking is.



Figuur 2. Ligging van de monsterlocaties. De blauwe punten zijn de extra monsterpunten in de rustgebieden Bollen van het Nieuwe Zand en Bollen van de Ooster. In rood is het bodembeschermingsgebied aangegeven. Zowel het bodembeschermingsgebied als de referentiegebieden zijn in een aantal deelgebieden verdeeld. Het bodembeschermingsgebied is onder te verdelen in twee geomorfologische gebieden: open wateren Voordelta (BB_zrb) en ondiepe zandbanken (BB_zra). Het referentiegebied ten westen van het bodembeschermingsgebied behoort tot deels tot de ondiepe zandbanken (RefWest_zra), deels tot de open wateren (RefWest_zrb). Aan de zuidelijke rand van het bodembeschermingsgebied ligt deelgebied RefZRand. Een vierde referentiegebied ligt zuidelijker (RefZuid).

2.2 Multivariate analyses

In de rapportages over bodemfauna die tot nu toe zijn uitgevoerd heeft de nadruk gelegen op analyses waarbij telkens één variabele tegelijk onderzocht werd (in veel gevallen de benthosbiomassa). Een andere mogelijkheid is om de bodemdierengemeenschap als geheel te bekijken, waarbij alle individuele soorten in een analyse meegenomen worden. In dergelijke multivariate analyses wordt de response van alle soorten op omgevingsvariabelen (zoals temperatuur, sediment, maar ook bodembegroei door visserij) in samenhang bestudeerd. Hierbij kan het zo zijn dat er relatief meer van de ruis verklaard wordt en de kans een signaal te vinden in de data groter is dan bij univariate analyses.

Soorten of taxa die in minder dan 10 monsters (van complete dataset) gevonden werden (211 van de 441 taxa), zijn niet meegenomen in de analyses. Verder zijn volgende taxa samengevoegd:

- | | |
|------------------------|--|
| - <i>Callianassa</i> | = <i>Callianassa</i> sp. + <i>Callianassa subterranea</i> |
| - <i>Arenicola</i> | = <i>Arenicola</i> sp. + <i>Arenicola marina</i> |
| - <i>Capitella</i> | = <i>Capitella</i> sp. + <i>Capitella capitata</i> |
| - <i>Notomastus</i> | = <i>Notomastus</i> sp. + <i>Notomastus latericeus</i> |
| - Polynoidae | = Polynoidae + Polynoinae |
| - <i>Abra</i> | = <i>Abra</i> sp. + <i>Abra alba</i> |
| - <i>Ophelia</i> | = <i>Ophelia</i> sp. + <i>Ophelia limacina</i> + <i>Ophelia borealis</i> + <i>Opheliidae</i> sp. |
| - <i>Nassarius</i> | = <i>Nassarius reticulatus</i> + <i>Nassarius nitidus</i> + <i>Nassarius</i> |
| - <i>Marenzelleria</i> | = <i>Marenzelleria</i> sp. + <i>Marenzelleria viridis</i> |

-
- Mactridae = Mactridae sp. + *Mactra stultorum*
 - *Lanice* = *Lanice* sp. + *Lanice conchilega*
 - *Ensis directus* = *Ensis* sp. + *Ensis directus*
 - *Malmgreniella darbouxii* = *Malmgreniella darbouxii* + *Malmgreniella lunulata*
 - Caprellidae = Caprellidae sp. + *Pariambus typicus*

De analyses zijn uitgevoerd met de gecombineerde dataset (zie Craeymeersch et al. 2015) en alle data van de afgelopen onderzoeksperiode (2004-2013).

Alle analyses zijn uitgevoerd met R (R Development Core Team 2015) en de bibliotheken *vegan* (Oksanen et al. 2016) en *mvabund* (Wang et al. 2012). Verder is ook gebruik gemaakt van de bibliotheken *RODBC* (Ripley & Lapsley 2015), *lattice* (Sarkar 2008), *shape* (Soetaert 2014), *RColorBrewer* (Neuwirth 2014), *classInt* (Bivand 2015), *SDMTools* (VanDerWal et al. 2014), *mapplots* (Gerritsen 2014) en *maptools* (Bivand & Nicholas Lewin-Koh 2015).

2.2.1 Relatie soortensamenstelling en omgevingsvariabelen

De mate waarin de monsters op elkaar lijken wat betreft de dichtheid van de verschillende soorten, is onderzocht via een indirecte gradiëntanalyse, met name Detrended Correspondence Analysis (DCA). Daarbij kan elk monster in een plot weergegeven worden als een punt in een multidimensionele ruimte met de dichtheden per soort als coördinaten. Het aantal dimensies is gelijk aan het aantal soorten. Vervolgens kan de dimensionaliteit gereduceerd worden door een nieuwe as te trekken zodanig dat deze de aanwezige variatie maximaal representeert. Een tweede, orthogonale, as kan getrokken worden om de overblijvende variatie maximaal te representeren, etc. voor verdere assen. Aldus laten de assen van dit plot –ook ordinatiediagram genoemd – de voornaamste trends in de data zien, in afnemende volgorde. In de ecologische praktijk volstaan meestal twee of drie assen. Hierbij is de eigenwaarde per as een maat voor de door deze as verklaarde variantie. In zo'n ordinatiediagram kunnen zowel de monsters als de soorten weergegeven worden, in aparte diagrammen of samen in een zogenaamd biplot. Op grond van de spreiding in de diagrammen kunnen conclusies getrokken worden over verschillen en overeenkomsten in de monsters, in soortensamenstelling en –dichtheid (Jongman et al. 1987, Borcard et al. 2011, Mouissie et al. 2014).

Bij DCA hebben de variabelen (zoals bijvoorbeeld mediane korrelgrootte) die potentieel een invloed hebben op het voorkomen van soorten, en de dichtheden, geen invloed op de ordening van de monsters in het multidimensionale vlak. In deze studie hebben we getracht de assen te interpreteren in functie van de geomorfologische ligging, door de deelgebieden in het ordinatiediagram te projecteren. Ook hebben we een aantal abiotische variabelen achteraf in het ordinatiediagram geprojecteerd, als vectoren. Daarbij wordt bij projectie van de monsters op de vectoren de maximale correlatie met de overeenkomstige variabelen gerealiseerd, tenminste als deze variabelen het grootste deel van de variantie kunnen verklaren.

De volgende abiotische variabelen zijn meegenomen:

- Waterdiepte (diepte_dm_NAP)
- Mediane korrelgrootte van het sediment (mediaan)
- Standaarddeviatie van de saliniteit in de zomer (VarSalSummer)
- Gemiddelde bodemschuifspanning ten gevolge van golven (AvgTauGolf)
- Maximale stroomsnelheid (MaxVel)

Dit zijn dezelfde variabelen als bij vorige studies meegenomen in de habitatmodellen, met uitzondering van de strengheid van de winter (zie Craeymeersch et al. 2015).

Een op deze manier vastgestelde relatie tussen de resultaten van DCA en mogelijk verklarende variabelen is puur beschrijvend, zonder enige statistische test om de significantie vast te stellen. Zo'n test kan wel via een directe gradiëntanalyse. Wij hebben de significantie van de relatie met een aantal abiotische variabelen onderzocht met een Constrained Correspondence Analysis (CCA).

De DCA- en CCA-analyse is uitgevoerd met alle monsters, dus met data van hele onderzoeksgebied en –periode. De analyses zijn uitgevoerd met de dichtheden per soort na vierdemachtswortel-

transformatie (en zo het relatieve gewicht van kwantitatief dominante soorten te verkleinen; Field et al, 1982). Een deel van de abiotische variabelen is op dezelfde wijze getransformeerd als in voorgaande studies: $\log_{10}(\text{VarSalSummer})$, $\text{Diepte}^{0.75}$, $\sqrt{\text{AvgTauGolf}}$. Omdat de variabelen op schalen met een verschillend bereik gemeten worden, zijn ze verder gestandaardiseerd tot data met een gemiddelde van 0 en een variantie van 1. De globale significantie van de relatie met alle variabelen samen is getest met een Monte-Carlo permutatietest (999 permutaties). Op dezelfde manier is de significantie van iedere variabele afzonderlijk getest, alsook de significantie van de canonische assen, dit zijn de assen geconstrueerd als lineaire combinatie van de omgevingsvariabelen. Multicollineariteit (als twee verklarende factoren sterk gecorreleerd zijn, bijv. diepte en temperatuur) is opgespoord door berekening van de zogenaamde Variation Inflation Factors (VIF). Als de VIF-waarde van een verklarende variabele hoger is dan 10 wordt gesproken van ernstige multicollineariteit. In dat geval bevat deze variabele weinig unieke informatie en is er sprake van overvloedige verklarende variabelen.

Voor een aantal soorten is, vooral ter ondersteuning en visualisatie van de resultaten van de CCA-analyse, de relatie tussen dichtheid per soort en abiotische variabelen ook geanalyseerd met een multivariaat habitatmodel. Daarvoor is gebruikt gemaakt van de functie *traitglm* binnen de R-bibliotheek *mvabund*. Uitkomst van de analyses is een reeks interactiecoëfficiënten tussen soorten en omgevingsvariabelen die, omdat deze laatste gestandaardiseerd zijn, als een maat van belang voor iedere soort geïnterpreteerd kunnen worden. (<http://rpubs.com/dwarton/68823>).

2.2.2 Relatie soortensamenstelling en visserijdruk

De relatie met visserijdruk door boomkorvisserij op platvis en garnalenvisserij is onderzocht met een partiële ordinatie. Hierbij wordt vooraf het effect van abiotische variabelen verwijderd. Zo kunnen we de relatie van soorten direct in verband brengen met visserijdruk.

De significantie van de relatie met de visserijdruk is met een permutatietest getoetst (ter Braak 1988). Daarnaast geven we het percentage van de variantie dat door alle abiotische variabelen ("conditional") en door visserijdruk ("constrained") verklaard worden.

De visserij-intensiteit is per jaar geschat op basis van VMS-data en logboekgegevens, zoals in voorgaande rapportages (Craeymeersch et al. 2015). Deze zijn vanaf september 2003 per jaar (sept-aug) verwerkt tot visserij-intensiteitskaarten (ascii-gridbestanden met gridgrootte van 0.25 ha) voor de volgende twee visserij-types: (1) boomkorvisserij voor de euroklasse (260-300pk) en maaswijdtes 16-31 mm, vissend op garnalen; (2) boomkorvisserij voor de euroklasse (260-300pk) en maaswijdtes 70-99 mm, vissend op platvis. De visserij-intensiteit is uitgedrukt als aantal maal bevist (som van de beviste oppervlakte / oppervlakte van de gridcel). Wegens de nog lagere visserij-intensiteiten van de bordenvisserij (zie perceel gebruik), in feite praktisch afwezig, is dit visserijtype niet in de analyses meegenomen.

Voor iedere bemonsterde locatie is de visserijintensiteit door eurokotters vissend op platvis (TBB_70-99_euro) en garnalenvissers (TBB_16-31_euro) in het voorafgaande jaar bepaald als de waarde van de gridcel waarin de locatie zich bevond.

De analyses zijn afzonderlijk uitgevoerd voor boomkorvisserij op platvis en voor garnalenvisserij. Omdat er in het gebied ten oosten van de Hinderplaat (deelgebied BB_mond) nooit (boomkor)visserij geweest is, zijn de monsterpunten uit dat gebied niet meegenomen bij deze analyses. Ook de punten in het gebied waar Maasvlakte 2 gerealiseerd is (deelgebied MV2) is weggelaten, en dit omdat dit gebied enkel tijdens de nulmetingen bemonsterd is.

3 Resultaten

3.1 Bodemdierbemonstering 2015

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de in 2015 verkregen benthosgegevens met de bodemschaaf. De box-coregegevens zijn nog niet voorhanden.

Taxonomische samenstelling

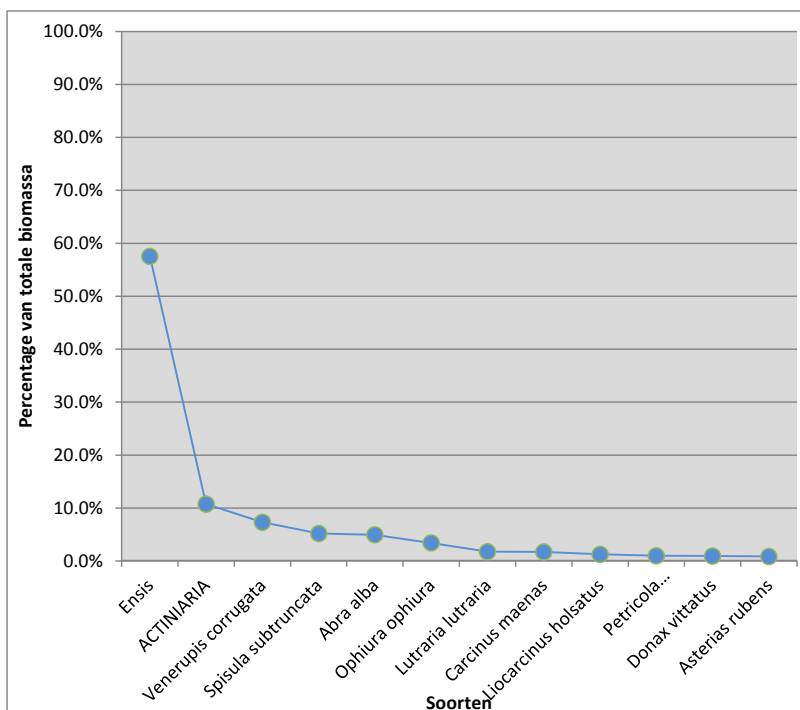
De taxonomische samenstelling in 2015 vanuit de bodemschaaf is min of meer dezelfde als in de voorgaande jaren. De meeste soorten behoren tot de tweekleppigen (Bivalvia), gevolgd door de hogere kreeftachtigen (Malacostraca).

Tabel 1. Taxonomische samenstelling (aantal soorten/taxa binnen iedere klasse) bemonsteringen 2004-2013 (bodemschaaf)

Classis	2004	2005	2009	2010	2011	2012	2013	2015
Bivalvia	22	20	23	17	18	20	19	21
Malacostraca	12	14	16	14	14	16	14	15
Gastropoda	4	3	6	6	4	4	5	5
Ophiuroidea	2	2	4	3	3	3	4	4
Asteroidea	1	1	1	1	1	1	1	1
Anthozoa	1	1	1	1	1	1	1	1
Echinoidea	1	1	1	1	1	1	1	1
Polychaeta	0	1	1	0	1	1	1	0
Pycnogonida	0	0	0	1	0	1	0	1

Dominante soorten

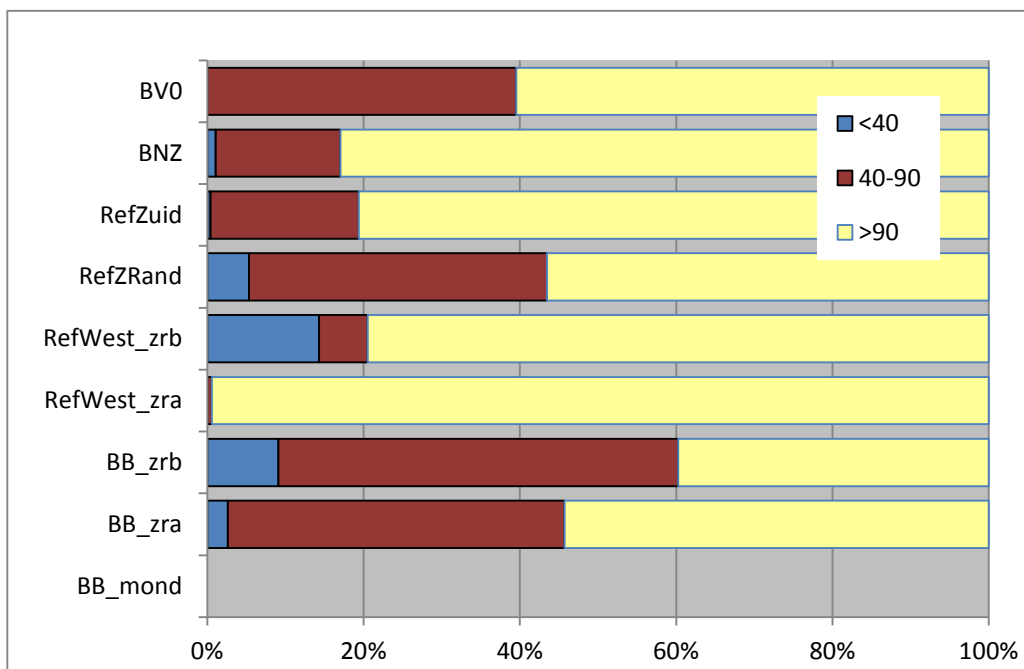
De Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*) is wat biomassa betreft, de belangrijkste soort. *Ensis directus* draagt aan de totale biomassa 57.5% bij.



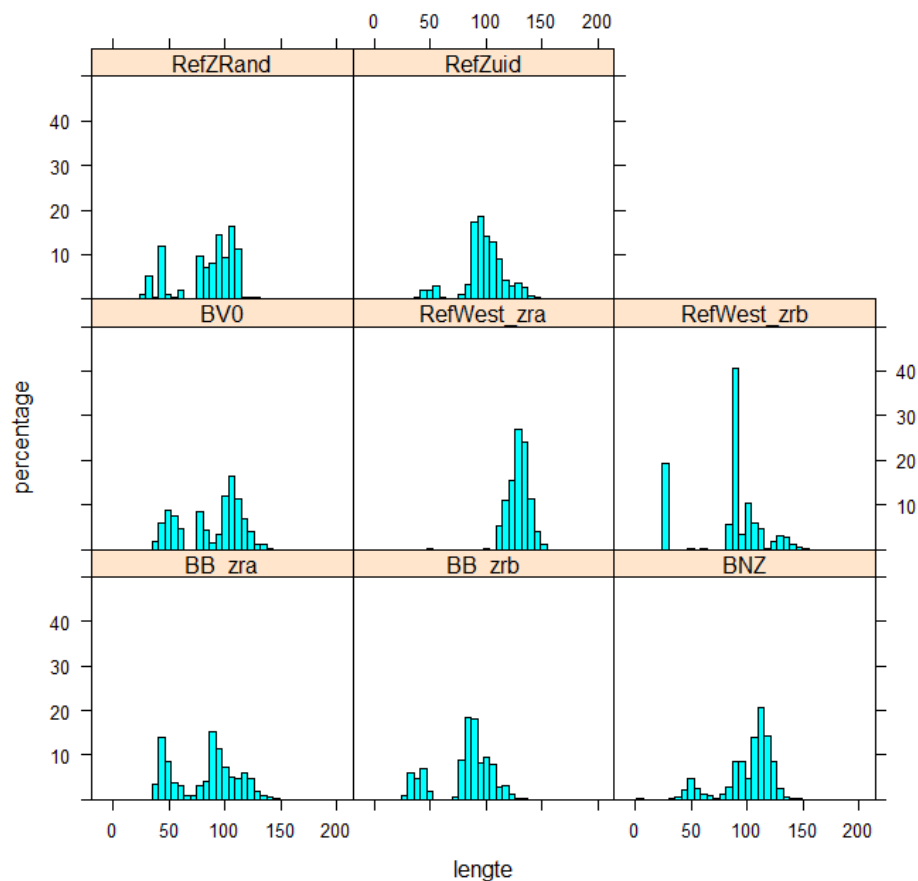
Figuur 3. Bijdrage van soorten aan de totale biomassa (data bodemschaaf 2015)

Grootteverdeling van schelpdieren

In de meeste deelgebieden zijn de zwaardschedes vooral grotere dieren, en is er in 2015 weinig broed aangetroffen (**Figuur 4**). Dat blijkt ook uit de frequentieverdeling van de lengtes van de Amerikaanse zwaardschedes (**Figuur 5**). De data afkomstig uit de aanvullende monsters genomen in de rustgebieden Bollen van de Ooster (BVO) en Bollen van het Nieuwe Zand (BNZ) zijn daarbij afzonderlijk weergegeven.



Figuur 4. Frequentieverdeling van de voor zwarte zee-eenden geschikte maten *Ensis* (40-90 mm) in vergelijking met kleinere en grotere dieren (data bodemschaaf 2015).



Figuur 5. Frequentieverdeling van de lengtes van de Amerikaanse zwaardschedes in 2015 in de verschillende deelgebieden (data bodemschaaf 2015).

Bijlage 1 geeft de minimale, maximale en gemiddelde lengte of hoogte van alle gemeten schelpdieren.

Rustgebieden

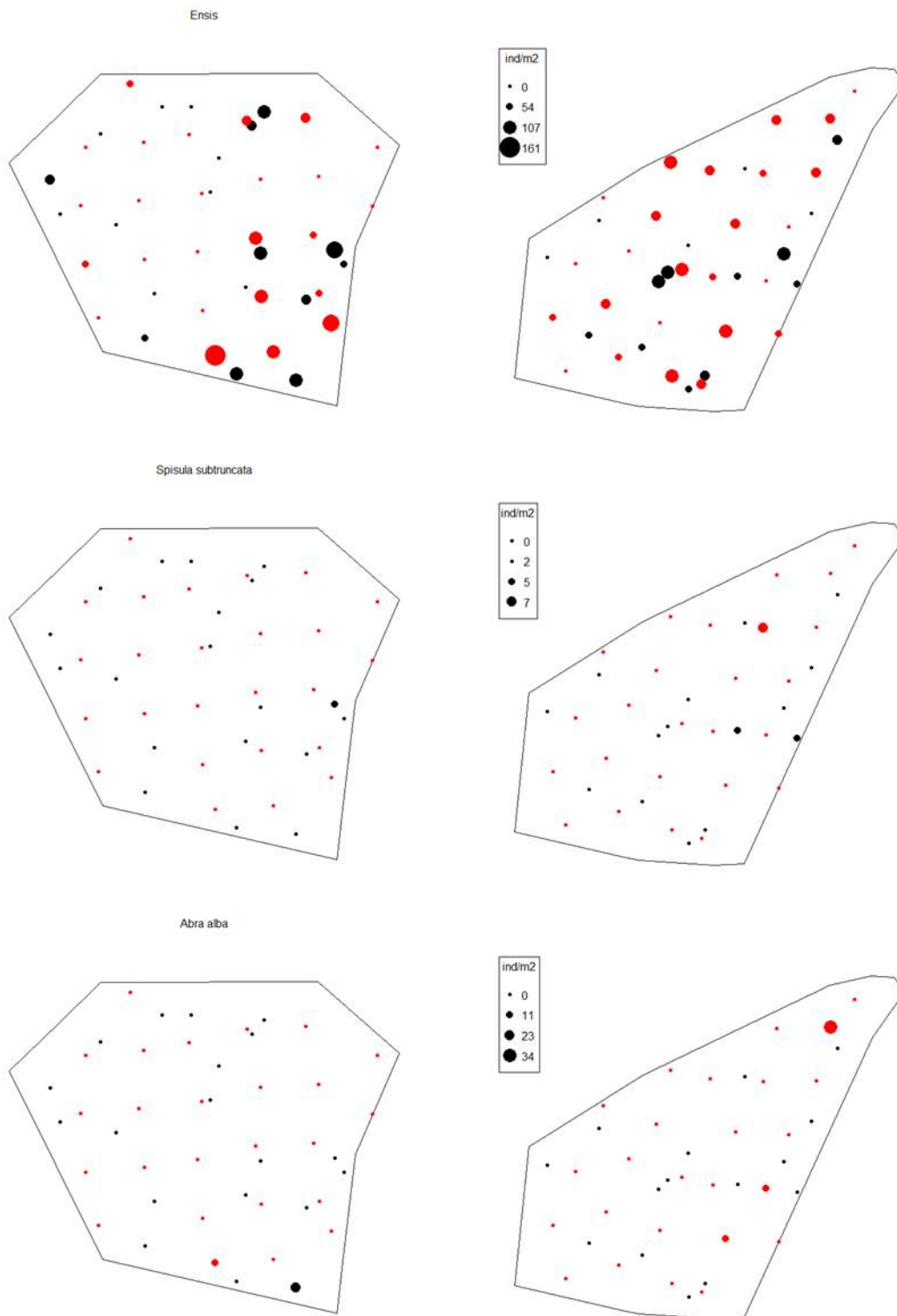
Zwarte zee-eenden eten schelpdieren, en (in Voordelta) met name zwaardschedes (*Ensis*), halfgeknotte strandschelpen (*Spisula subtruncata*), nonnetjes (*Macoma balthica*), rechtsgestrepte platschelpen (*Tellina fabula*) en witte dunschalen (*Abra alba*) (Poot et al. 2014, Prins et al. 2014). Enkel zwaardschedes kwamen op meerdere locaties in hogere dichtheden voor (**Tabel 2** en **Tabel 3**), met de hoogste dichtheid gevonden op een extra monsterlocatie. Het ruimtelijk beeld m.b.t. voorkomen en dichtheden van *Ensis* is gelijkwaardig, met of zonder extra monsterpunten, al lijken met name in de Bollen van het Nieuwe Zand toch hogere dichtheden in het noordelijk deel (waar tot 2015 slechts enkele monsterlocaties gelegen waren) (**Figuur 6**). Voor *T. fabula* zien we een enkele locatie met hogere dichtheden (33 ind/m²) in het noordwesten van de Bollen van het Nieuwe Zand, op een extra monsterpunt.

Tabel 2. Bollen van het Nieuwe Zand: gemiddelde(mean), standaarddeviatie (sd) en mediane (median), minimale (min) en maximale (max) waarden van de dichtheden van een aantal schelpdieren op basis van alle monsters in het rustgebied (bovenaan) en exclusief de extra monsters (onderaan).

	n	mean	sd	median	min	max
<i>Abra alba</i>	40	0.96	5.21	0	0	32.92
<i>Ensis</i>	40	8.37	9.83	4.47	0	39.07
<i>Macoma balthica</i>	40	0.04	0.17	0	0	1.1
<i>Spisula subtruncata</i>	40	0.39	1.19	0.03	0	6.27
<i>Tellina fabula</i>	40	0.02	0.07	0	0	0.42
	n	mean	sd	median	min	max
<i>Abra alba</i>	15	0	0	0	0	0.01
<i>Ensis</i>	15	7.69	9.36	4.42	0	28.01
<i>Macoma balthica</i>	15	0.02	0.04	0	0	0.13
<i>Spisula subtruncata</i>	15	0.5	1.1	0.05	0	4.03
<i>Tellina fabula</i>	15	0	0.01	0	0	0.02

Tabel 3. Bollen van de Ooster: gemiddelde(mean), standaarddeviatie (sd) en mediane (median), minimale (min) en maximale (max) waarden van de dichtheden van een aantal schelpdieren op basis van alle monsters in het rustgebied (bovenaan) en exclusief de extra monsters (onderaan).

	n	mean	sd	median	min	max
<i>Abra alba</i>	44	0.21	1.08	0	0	6.96
<i>Ensis</i>	44	14	30.96	1.35	0	160.16
<i>Macoma balthica</i>	44	0.01	0.03	0	0	0.2
<i>Spisula subtruncata</i>	44	0.06	0.24	0	0	1.52
<i>Tellina fabula</i>	44	0.02	0.05	0	0	0.28
	n	mean	sd	median	min	max
<i>Abra alba</i>	19	0.38	1.6	0	0	6.96
<i>Ensis</i>	19	13.16	23.36	2.23	0	91.64
<i>Macoma balthica</i>	19	0	0.01	0	0	0.05
<i>Spisula subtruncata</i>	19	0.13	0.36	0	0	1.52
<i>Tellina fabula</i>	19	0.03	0.07	0	0	0.28



Figuur 6. Verspreiding en dichtheid (ind/m2) van Amerikaanse zwaardschede (*E. directus*), halfgeknottede strandschelp (*S. subtruncata*) en witte dunschaal (*A. alba*) in de rustgebieden Bollen van de Ooster (links) en Bollen van het Nieuwe Zand (rechts). De diameter van de cirkels is afhankelijk van de dichtheid ($\log(x+1)$). Rode punten geven de extra monsterlocaties weer.

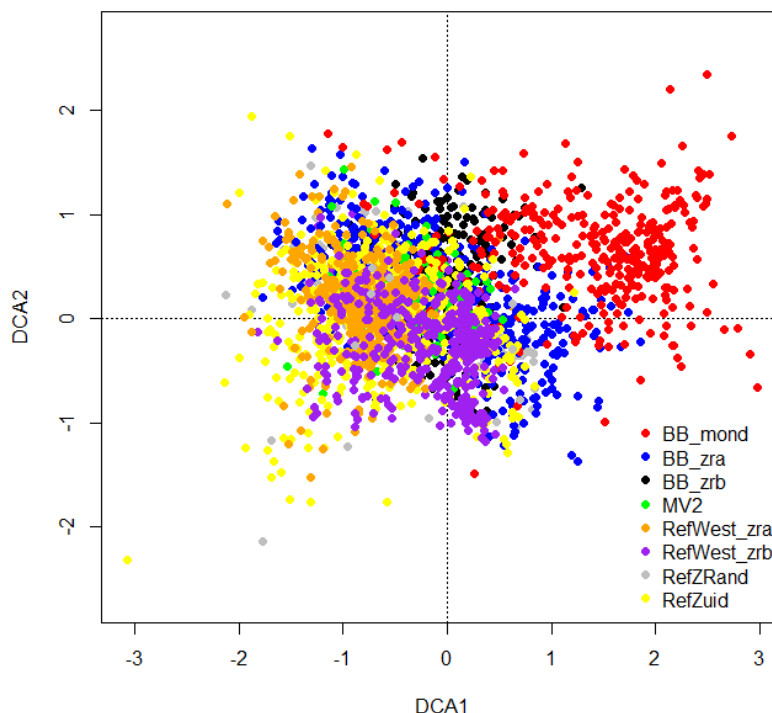
3.2 Multivariate analyses

3.2.1 Relatie soortensamenstelling en omgevingsvariabelen

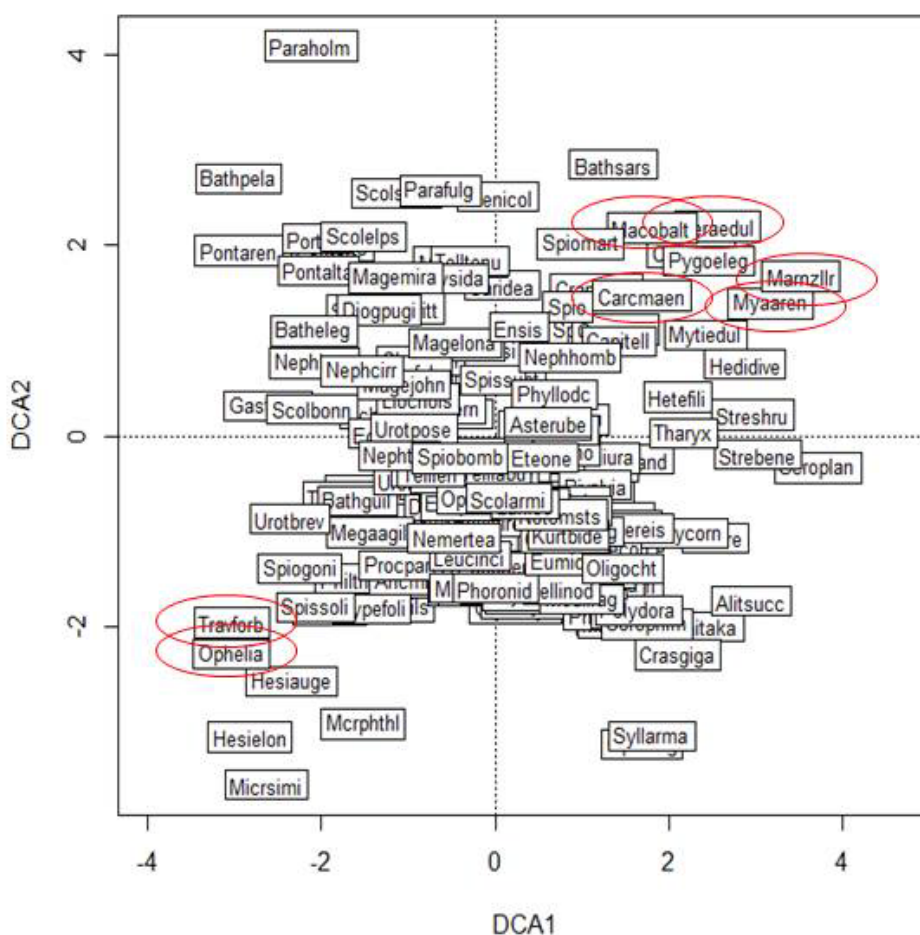
De eerste 2 ordinatie-assen van de DCA-analyse verklaren 6% van de variantie in de dataset.

Figuur 7 geeft de ordening van de monsters in het eerste ordinatievlak. Daarin liggen monsters met eenzelfde soortensamenstelling dicht bij elkaar, monsters die sterk verschillen in soortensamenstelling ver uit elkaar. Duidelijk is dat er geen sprake is van echt aparte gemeenschappen, maar van gradiënten in soortensamenstelling en -dichtheid, gelieerd aan de geografische ligging: er zijn geen monsters die als het ware afgesplitst in het diagram voorkomen. Vooral de monsterpunten in BB_mond overlappen, in het eerste ordinatievlak, weinig met deze in de andere deelgebieden.

Figuur 8 geeft de ordening van de soorten in de deelgebieden zoals weergegeven in het eerste ordinatiediagram weer. De soortnamen zijn afgekort tot 8-lettercodes, en de meeste zijn niet of slecht zichtbaar wegens de overlap van de namen. Soorten die vaak samen voorkomen, liggen dicht bij elkaar gesitueerd, en zijn vooral in de monsters gevonden die in het ordinatievlak (weergegeven in **Figuur 7**) dicht bij elkaar gelegen zijn. Maar duidelijk is dat soorten als *Mya arenaria* (Myaaren; strandgaper), *Macoma balthica* (Macobalt; nonnetje), *Cerastoderma edule* (Ceraedul – gedeeltelijk verborgen achter Macobalt; kokkel), *Carcinus maenas* (Carcmaen; gewone strandkrab) en de polychaet *Marenzelleria* (Manzllr), bijvoorbeeld, komen met name in het deelgebied BB_mond voor. Omdat de andere deelgebieden meer overlappen, zijn eventuele verschillen tussen deze deelgebieden m.b.t. de soortensamenstelling onduidelijk. Dat was ook zo in de ordinatiediagrammen van hogere assen. Wel is duidelijk dat veel soorten algemeen voorkomen: deze liggen centraal in het ordinatiediagram. Enkele soorten hebben hogere scores langs de eerste 2 assen, en zijn dus typisch voor minstens een aantal monsterpunten. De borstelwormen (polychaeten) behorend tot het genus *Ophelia* (Opheliva) en *Travisia forbesi* (Travforb) bijvoorbeeld komen vooral voor in middelgrove tot grove sedimenten (zie bijv. Holtmann et al. 1996) en de locaties gelegen in de linkeronderhoek van het ordinatiediagram (**Figuur 7**) hebben hoogstwaarschijnlijk dit type sediment.

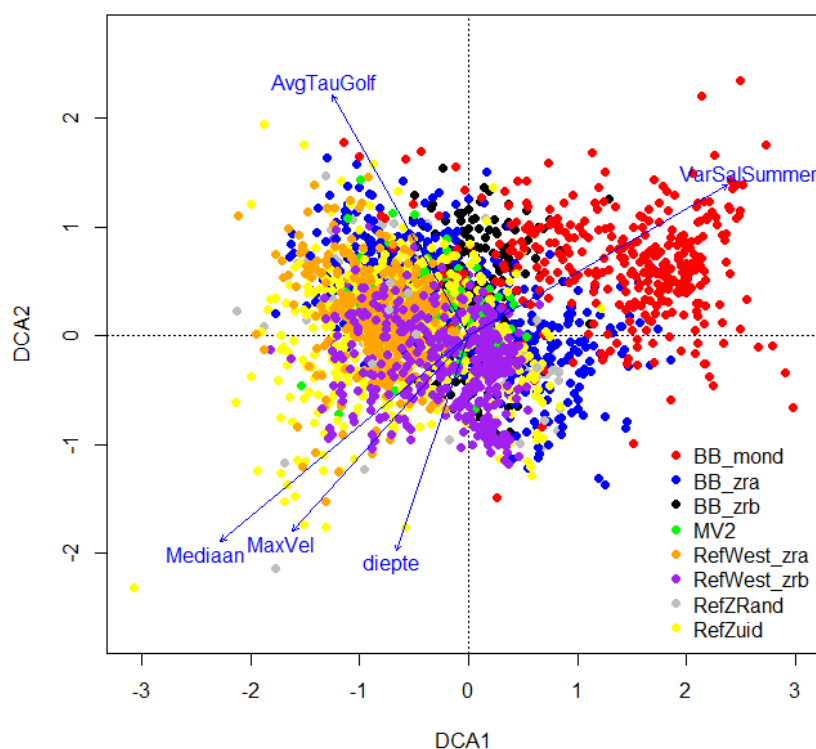


Figuur 7. Ordening van de monsters in het eerste ordinatievlak van een Detrended Correspondence Analysis (DCA). De 2852 monsters zijn gemarkeerd met een andere kleurcode per deelgebied (zie Figuur 2 voor codering en ligging van de deelgebieden). Percentages verklaarde variantie zijn resp. 3.8% en 2.2% voor resp. de eerste en de tweede as.



Figuur 8. Ordening van de soorten in het eerste ordinatievlak van een Detrended Correspondence Analysis (DCA). De 201 soorten/taxa zijn afgekort tot een 8-letter code. De soorten genoemd in de tekst zijn met een ellips aangeduid. Bij overlap zijn soorten die het vaakst voorkomen, bovenop weergegeven.

Zoals eerder aangegeven (2.2.1) wordt de ordening van de monsters bij een DCA uitsluitend bepaald door de onderlinge correlaties tussen de soorten, en eventueel gemeten abiotische variabelen hebben hier geen invloed op. Wel kunnen deze variabelen achteraf in het plot geprojecteerd worden (Mouissie et al. 2014). Daaruit blijkt dat de ordening inderdaad voor een groot deel samenhangt met verschillen in abiotische omstandigheden (**Figuur 9**). Voor alle abiotische variabelen is er een sterke correlatie ($p=0.001$) tussen de projectie van de monsterpunten en de betreffende variabele. De soortensamenstelling van de monsterpunten in BB_mond is positief gerelateerd aan variabele saliniteitswaarden, negatief aan mediane korrelgrootte, maximale stroomsnelheid en diepte. En richting linksonder neemt de mediane korrelgrootte blijkbaar toe, met karakteristieke genera als de borstelwormen *Ophelia* en *Travisia*.



Figuur 9. Ordening van de monsters (punten) en de abiotische variabelen (pijlen) in het eerste ordinatievlak van een Detrended Correspondence Analysis (DCA). De richting van de pijlen geeft de richting van de gradiënt aan.

Uiteraard kan niet alle variatie gerelateerd aan deze abiotische variabelen in het vlak van de eerste twee ordinatie-assen weergegeven worden. Ook kan een deel van de variatie in de eerste ordinatievlakken niet gerelateerd zijn aan de gebruikte abiotische omstandigheden. Wel is de correlatie tussen de projectie van de monsterpunten en de abiotische variabelen steeds significant ($p=0.001$). Maar, zoals aangegeven, is een analyse op deze manier (indirecte gradiëntanalyse) enkel beschrijvend.

Op deze manier kan ook niet berekend worden hoeveel variantie verklaard wordt, wel via een directe gradiëntanalyse (CCA). De abiotische variabelen verklaren gezamenlijk een significant deel van de variantie ($p=0.001$), en zijn ook ieder afzonderlijk significant ($p=0.001$). De verklaarde variantie is 6%. De maximale VIF-waarde van de variabelen is 3.14^6 (Tabel 4) en wijst dus niet op overvloedige abiotische variabelen (zie ook correlatiematrix in Prins & van der Kolff, 2014, figuur 2.63).

Tabel 4. Vif-waardes, significantie en percentage verklaarde variantie van abiotische variabelen in CCA-model

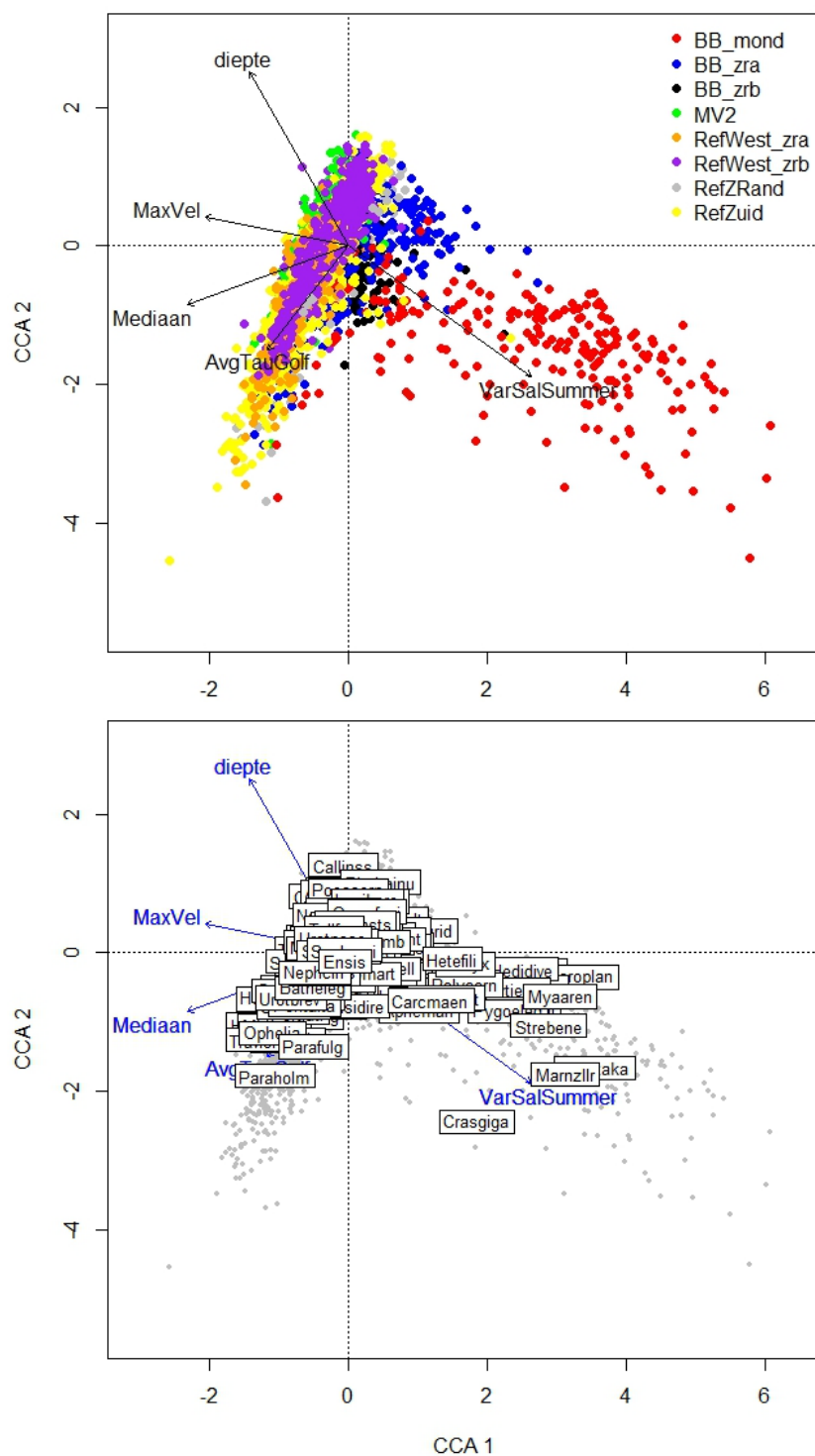
variabele	vif	significantie	% verklaarde variantie
VarSalSummer	2.04	0.001 ***	2.14%
AvgTauGolf	1.60	0.001 ***	1.31%
Mediaan	1.38	0.001 ***	1.37%
diepte	3.15	0.001 ***	0.52%
MaxVel	1.76	0.001 ***	0.55%

⁶ Als VIF-waardes (variance inflation factor) voor een variabele groter zijn dan 10, dan wijst dat op overvloedige variabelen.

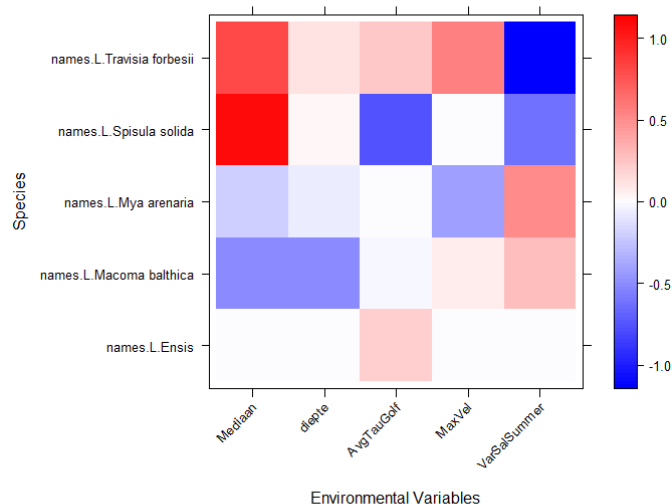
Figuur 10 geeft de ligging van monsters en soorten, en de richting en grootte van de gradiënten in omgevingsvariabelen weer in het ordinaatvlak van de eerste twee canonische assen (assen verkregen als lineaire combinatie van abiotische variabelen). De omgevingsvariabelen zijn met een pijl weergegeven. De lengte van de pijl is een maat voor de mate waarin de verspreiding van die soorten verschilt langs die variabele, en aldus een maat voor het belang van die variabele (in het gekozen ordinaatvlak). Uit een analyse met voorwaartse selectie blijken de variabelen in volgende volgorde van belang: VarSalSummer, AvgTauGolf, Mediaan, diepte, Maxvel.

Er zijn geen duidelijke groeperingen van monsters te zien, wat wijst op een geleidelijke verandering langs de ordinaat-assen. Het verschil in soortensamenstelling tussen het mondingsgebied van de Haringvliet (BB_mond) en de rest van de Voordelta is het meest uitgesproken, gerelateerd aan verschillen in abiotische omstandigheden. Soorten als *Mya arenaria* (Myaaren), *Streblospio benedictii* (Strebene) en *Marenzelleria* (Marnzllr) vinden we rechtsonder in het ordinatiediagram terug.

Voor vijf geselecteerde soorten is het verschil in habitateisen ook weergegeven in **Figuur 11**. Soorten als de borstelworm *Travisia forbesi* en de stevige strandschelp (*Spisula solida*) komen in grovere sedimenten voor (sterke positieve correlatie met mediane korrelgrootte), het nonnetje (*Macoma balthica*) en de strandgaper (*Mya arenaria*) in fijnere sedimenten (negatieve correlatie met mediane korrelgrootte). De eerste soorten vind je vooral in diepere water, de laatste twee soorten in ondiep water.. Amerikaanse zwaardschedes (*Ensis*) lijken weinig voorkeur te hebben. Dat blijkt ook uit het ordinatiediagram: *Ensis* is centraal gelegen (**Figuur 10**).



Figuur 10. Ordinatie van monsters (boven met verschillende kleuren per deelgebied, onder in grijs), soorten (onder; afgekort tot 8-lettercode) en abiotische variabelen in eerste ordinatievlak van Canonical Correspondence Analysis (CCA).

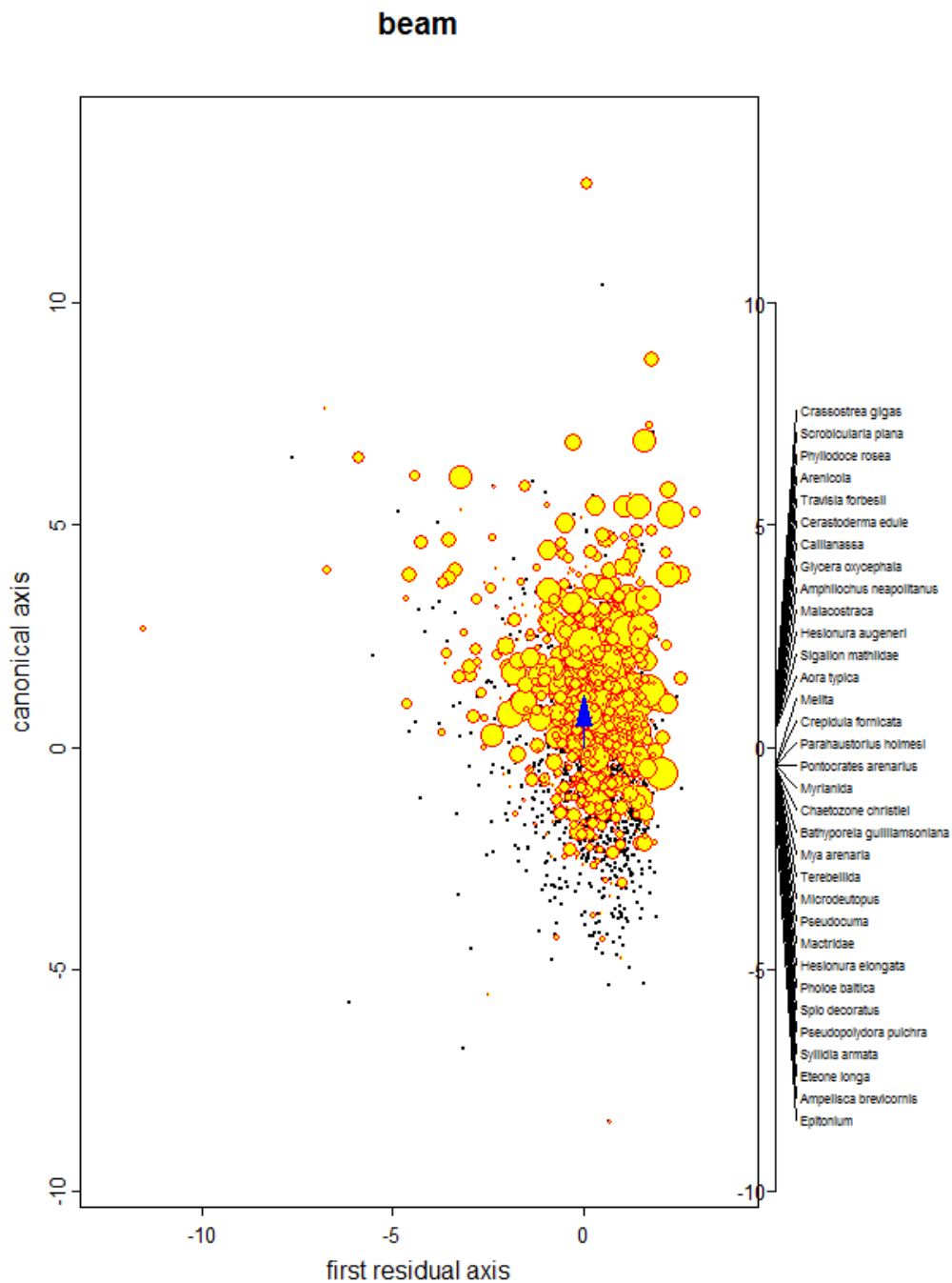


Figuur 11. Interactiecoëfficiënten van multivariaat habitatmodel voor 5 geselecteerde soorten en abiotische variabelen mediane korrelgrootte (Mediaan), diepte, gemiddelde bodemschuifspanning aan de bodem ten gevolge van golven (AvgTauGolf), maximale stroomsnelheid (MaxVel) en variabiliteit van saliniteit in de zomer (VarSalSummer). Omdat de omgevingsvariabelen gestandaardiseerd zijn, kunnen de coëfficiënten als een maat van belang geïnterpreteerd worden. Hoe roder, hoe sterker de positieve correlatie; hoe blauwer, hoe sterker de negatieve correlatie.

3.2.2 Relatie soortensamenstelling en visserijdruk

In **Figuur 12** is de ordening van de monsterpunten weergegeven van de partiële CCA met **boomkorvisserij** als verklarende variabele. Omdat er maar één verklarende variabele is, is er ook maar één canonische as. In het ordinatiediagram is die als y-as weergegeven. De x-as geeft de ordening van de monsterpunten langs de eerste ordinatie-as, en geeft dus de belangrijkste trend die niet verklaard kan worden door de abiotische variabelen en visserij-intensiteit. Deze ordening is hier niet van belang. De ordening van de soorten langs de canonische as is rechts van het ordinatiediagram weergegeven. Soorten die meer en/of met hogere dichtheden voorkomen in monsters gesitueerd in bovenste deel van het ordinatiediagram hebben een positieve score langs de eerste canonische as. Soorten die vaker voorkomen en/of met hogere dichtheden in locaties gesitueerd in het onderste deel van het ordinatiediagram hebben een negatieve score langs deze as. Gezien de visserijtrend van onder naar boven loopt, suggereert dit dat soorten als bijv. *Epitonium* (wenteltrappen) en het vlokreeftje *Ampelisca brevicornis* afnemen met toenemende intensiteit, terwijl soorten als *Crassostrea gigas* (Japanse oester) en *Scrobicularia plana* (platte slijkgaper) juist vaker en/of in hogere dichtheden voorkomen op deze locaties.

De canonische ordinatie-as verklaart een significant deel van de variantie ($p=0.001$), al is die klein: 0.4% (**Tabel 5**). De co-variabelen, de abiotische variabelen dus, verklaren 5.5% van de totale variantie in de dataset. De abiotische variabelen verklaren dus veel meer van de variantie dan visserijdruk.



Figuur 12. Ordinatiedagram van partiële CCA met boomkorvisserij als verklarende variabele, met weergave van de 2201 monsterpunten. De enige canonische as, gerelateerd aan de visserij-intensiteit, is in dit diagram als y-as weergegeven. De x-as geeft de ordening van de monsters langs de eerste residuale as (niet gerelateerd aan visserij en de abiotische variabelen). De diameter van de cirkels is gerelateerd aan de visserij-intensiteit. De invloed van boomkorvisserij neemt toe in de richting van de pijl. Rechts is de score van de soorten weergegeven langs de canonische as. Van de 197 soorten zijn enkel soorten met een absolute score groter dan 0.4 weergegeven.

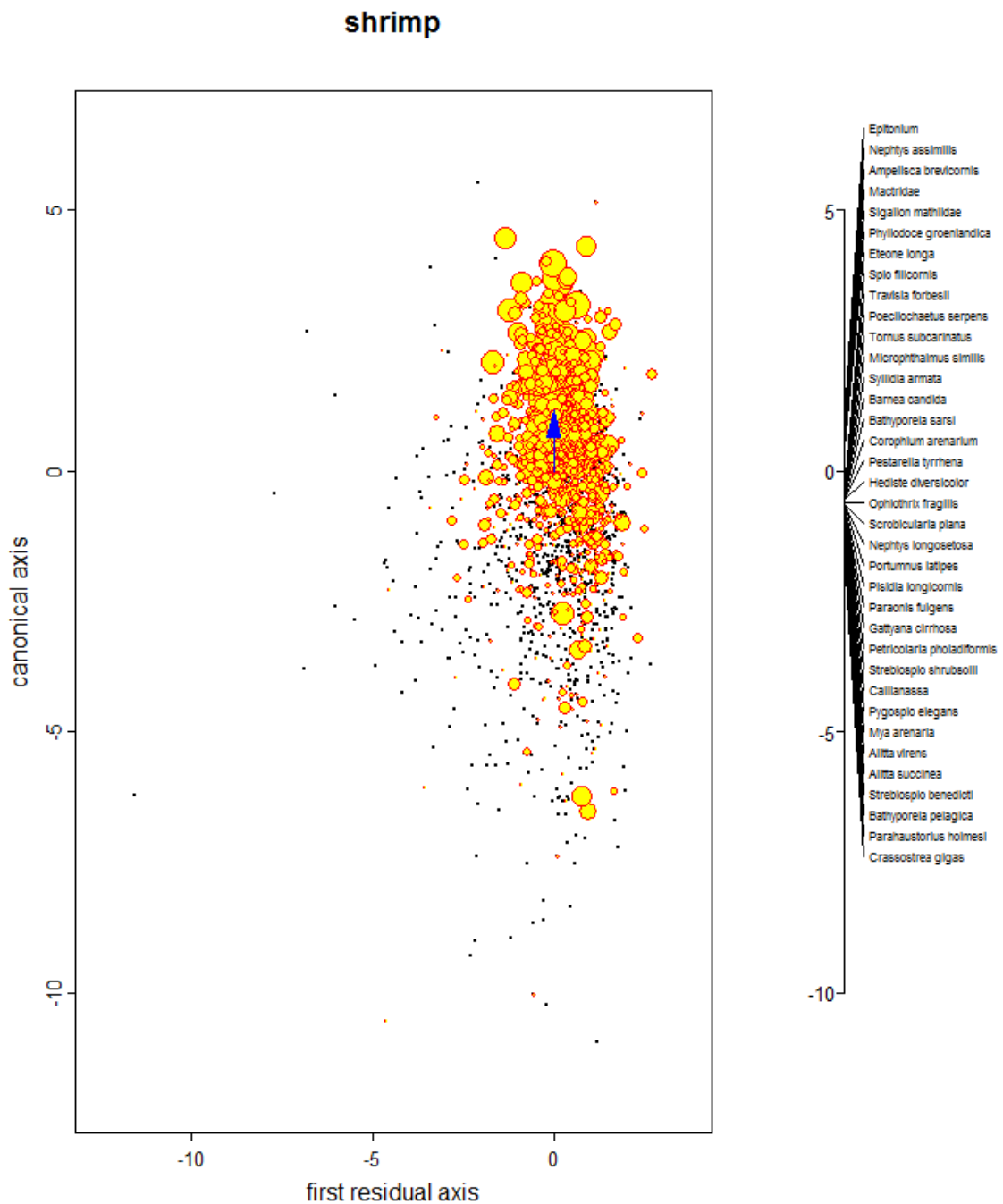
Tabel 5. Percentage verklaarde variantie door intensiteit van boomkorvisserij en abiotische variabelen

	% verklaarde variantie
Abiotische variabelen	5.5
Visserij-intensiteit	0.4
Residueel	94.1

In **Figuur 13** is de ordening van de monsterpunten weergegeven van de partiële CCA met **garnalenvisserij** als verklarende variabele. De canonische ordinatie-as verklaart een significant deel van de variantie ($p=0.001$), al is ook hier de verklaarde variantie klein: 0.5% (**Error! Reference source not found.**). De abiotische variabelen verklaren net als bij analyse met boomkorvisserij, 5.5% van de totale variantie in soortensamenstelling in de dataset. Soorten als bijv. *Crassostrea gigas* (Japanse oester) en het vlokreeftje *Parahaustorius holmesi* nemen af met toenemende intensiteit, terwijl soorten als bijv. *Epitatorium* (wenteltrappen), de borstelworm *Nephtys assimilis* en het vlokreeftje *Ampelisca brevicornis* juist vaker en/of in hogere dichtheden voorkomen op deze locaties.

Tabel 6. Percentage verklaarde variantie door intensiteit van boomkorvisserij en abiotische variabelen

	% verklaarde variantie
Abiotische variabelen	5.5
Visserij-intensiteit	0.5
Residueel	94.0



Figuur 13. Ordinatiediagram van partiële CCA met garnalenvisserij als verklarende variabele, met weergave van de 2201 monsterpunten. De enige canonische as, gerelateerd aan de visserij-intensiteit, is in dit diagram als y-as weergegeven. De x-as geeft de ordening van de monsters langs de eerste residuele as (niet gerelateerd aan visserij en de abiotische variabelen). De diameter van de cirkels is gerelateerd aan de visserij-intensiteit. De invloed van garnalenvisserij neemt toe in de richting van de pijl. Rechts is de score van de soorten weergegeven langs de canonische as. Van de 197 soorten zijn enkel soorten met een absolute score groter dan 0.4 weergegeven.

4 Discussie

4.1 Bodembemonstering 2015

- De bijdrage van de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*) aan de totale biomassa (57.5%) was in 2015 het laagst van de periode 2004-2015. In de periode 2009-2013 lag de bijdrage tussen 61.9% en 73.1% (NB in 2014 is niet gemonsterd). Tijdens de nulmetingen was dat 61.9% in 2004 en 58.3% in 2005. In de meeste deelgebieden zijn de zwaardschedes vooral grotere dieren, door een geringe broedval.
- De extra monsterlocaties in de rustgebieden geven met name voor het noordelijk deel van de Bollen van het Nieuwe Zand een ruimtelijk beter dekkend beeld dan verkregen zou zijn puur op basis van het reguliere monitoringsprogramma.

4.2 Multivariate analyses

Natuurlijke gradiënten

De multivariate analyses bevestigen de sterke relatie tussen de verschillen in soortensamenstelling en –dichtheid en natuurlijke gradiënten in abiotische omgevingsvariabelen, zoals al eerder beschreven in de Voordelta (Craeymeersch et al. 1990, Craeymeersch 1999, Prins et al. 2014) en andere mariene systemen (zie o.a. Ysebaert & Herman 2002, Lindeboom et al. 2008, Reiss et al. 2010). Met name het gebied ten oosten van de Hinderplaat (BB_mond) onderscheidt zich sterk van de overige gebieden (zie ook **Figuur 1**, waar stratum 5 beperkt is tot dit gebied). De verklaarde variantie is klein (5-6%), maar dat betekent niet dat de abiotische variabelen niet de belangrijkste gradiënten zijn (Legendre & Legendre 1998). Een groot deel van de variatie is wellicht aan ruimtelijke en temporele variatie te wijten, en aan ruimtelijke patronen die niet door abiotiek bepaald worden, (bijv. door processen die leiden tot ruimtelijke aggregatie (Borcard et al. 1992). In veel studies is sprake van een percentage niet verklaarde variantie dat ligt tussen de 40% en 85% (zie bijv. Borcard et al. 1992, Titeux et al. 2004 en referenties daarin). Met name bij grote datasets worden deze lage percentages gevonden. Mouissie et al. (2014) stelden vast dat bij selectie van een kleiner aantal stations en indicatoren, het percentage verklaarde variantie een stuk hoger was dan bij analyse met een grotere dataset. Ook eerder zijn nog lagere percentages gerapporteerd. In een analyse van macrobenthos van de Westerschelde, verklaarden saliniteit, mediane korrelgrootte, stroomsnelheden bij eb en vloed, diepte en seizoen minder dan 10% van de variantie in de Westerschelde (Craeymeersch 1999), terwijl er toch wel degelijk een sterke relatie is tussen de soortensamenstelling en deze variabelen zoals ook blijkt uit andere studies (zie bijv. Ysebaert et al. 2003).

Visserij

De resultaten lijken in ieder geval op het eerste zicht te wijzen op een significante invloed van visserij op de samenstelling van de bodemdiergemeenschappen. Er is een significante, zij het kleine, relatie tussen de soortensamenstelling en de visserij-inspanning, zowel van boomkorvisserij als van garnalenvisserij. Maar het gaat hier naar alle waarschijnlijkheid enkel om een statistische significantie, en dus een artefact. Dit wordt afgeleid uit de volgende punten: 1) veel van de soorten die het sterkst een positieve of negatieve relatie tonen met visserij-intensiteit, zijn slechts op een gering aantal stations gevonden, 2) de ecologische kenmerken die waarschijnlijk maken of een soort gevoelig is voor visserij of niet, zijn voor de soorten die een statistische relatie tonen met visserij in veel gevallen tegenstrijdig aan de waargenomen relatie, en 3) de resultaten voor relaties met boomkorvisserij en met garnalenvisserij zijn in veel gevallen tegenstrijdig. Hieronder wordt dit nader uitgelegd.

Bij de soorten met een negatieve relatie met boomkorvisserij zijn er een aantal waarvan het waarschijnlijk is dat visserij een negatieve invloed op de populatie zal hebben. *Ampelisca brevicornis*, bijvoorbeeld, is een vlokreeftje dat in kokers leeft. *Ampelisca* is een voedselbron voor o.a. schol, schar en tong (Jones, 1952 & Macer, 1967 in Klein et al. 1975). De kokers kunnen boven het sediment uitkomen. Boomkorvisserij zal uiteraard (een deel van) deze kokers vernietigen met mogelijke sterfte van de vlokreeftjes zelf tot gevolg. Een negatieve relatie is eerder vastgesteld in de Oestergronden (Craeymeersch et al. 2000). Anderzijds is deze soort maar in 8 monsterpunten aangetroffen. Ook veel andere soorten die een negatieve relatie vertonen zijn in erg weinig monsters gevonden. De statistische relatie kan dus best puur toeval zijn. Vaak worden soorten die slechts weinig gevonden zijn, uit de analyse weggelaten. Zie bijv. Field et al. (1982) die enkel soorten in de analyse meenam waarvan de dichtheid in minstens één monster minimaal 4% van de totale dichtheid uitmaakte, waardoor het aantal soorten tot een derde beperkt werd. Hier hebben we dat in mindere mate gedaan (zie 2.2) omdat soorten die zich hervestigen na verdwijnen van visserij wellicht nog op weinig locaties voorkomen.

Van de 10 soorten met de laagste score, is *S. decoratus* nog het vaakst aangetroffen: in 82 van de 2201 monsters. Een negatieve relatie is voor deze soort tegen de verwachting in. Veel soorten behorend tot de taxonomische familie Spionidae zijn immers opportunistisch, en koloniseren als eerste verstoorde sedimenten (Gudmundsson 1985). Andere studies vonden een positieve relatie tussen de dichtheden en de voorafgaande visserij-intensiteit (Craeymeersch et al. 2000), of een toename in dichtheid direct na visserij (Tuck et al. 1998). De negatieve relatie in onze analyse komt doordat deze soortnaam pas vanaf 2010 in de PMR-data voorkomt, dus in de periode met lage visserij-intensiteiten. Binnen het genus *Spio* zijn er veel taxonomische problemen (zie o.a. Dauvin 1989, Bick & Meissner 2011, Meissner et al. 2011). Andere soortnamen van dit genus in de dataset zijn *S. martinensis* (656 monsters), *S. goniocephala* (262 monsters) en *S. filicornis* (30 monsters). In alle jaren komen deze soortnamen voor. En vaak zijn de specimen niet op soort geïdentificeerd (358 monsters). Vanaf 2010 is een nieuwe identificatiesleutel gebruikt (Bick et al. 2010), waarbij *S. decoratus* niet synoniem gesteld kan worden aan een van de voordien gebruikte soortnamen. We hadden de analyse kunnen herhalen met alle soorten samengevoegd op genus-niveau. Maar dat had de ordening van de overige soorten (ligging langs de visserijgradiënt), en dus de algemene lijn van de resultaten, niet veranderd.

De meeste soorten die positief gecorreleerd lijken met visserij-intensiteit van de boomkorvisserij zijn eveneens erg weinig aangetroffen. Van de 10 soorten met de hoogste score langs de canonische as werd *Travisia forbesii* het vaakst aangetroffen (126 maal). *T. forbesii* is een borstelworm met o.a. de volgende kenmerken: klein (max. 9 mm), surface deposit feeder, niet-pelagische eieren en larven, maximale leeftijd 1-2 jaar (WoRMS 2015, Polytraits Team 2016). Met uitzondering van de niet-pelagische eieren en larven, lijken dit inderdaad kenmerken van een soort die niet erg gevoelig is voor bodemverstoring door visserij. Aan de andere kant verwacht je geen positieve relatie van grotere soorten zoals *Glycera* en *Phyllodoce*. En ook niet van *Callianassa* (27 maal gevonden), die wegens zijn gevoeligheid voor bodemverstoring als indicator voorgesteld is ter evaluatie van de status van de Oestergronden en het Friese Front in het kader van de Kaderrichtlijn Marien (KRM) (Wijnhoven et al. 2013).

Zoals bij de analyse met boomkorvisserij, blijken bij de analyse met garnalenvisserij veel soorten die negatief of positief gecorreleerd lijken te zijn met de visserij-intensiteit slechts in weinig monsters aangetroffen.

Tegengesteld aan de resultaten van de analyse met boomkorvisserij, is er wel een negatieve relatie tussen garnalenvisserij-intensiteit en de voor bodemverstoring gevoelige moddergarnaal *Callianassa*. Ook de hoge negatieve score van een aantal sessiele soorten is volgens verwachting (*Mya arenaria*, *P. elegans*, *S. benedictii*). De hoge positieve score van het taxon Mactridae (Mactridae en *M. stultorum*) daarentegen weer niet. Opvallend dat *Travisia forbesii* ook hier een positieve score heeft (positieve relatie). Het is daarmee de enige soort die - volgens de analyses - eenzelfde relatie heeft met boomkorvisserij en garnalenvisserij.

Heel opmerkelijk is verder dat bij de tien soorten/taxa met de hoogste scores, er 4 zijn die behoren tot de tien soorten met de laagste scores bij de analyse met boomkorvisserij: Mactridae, *Eteone longa*, *A. brevicornis* en *Epitonium*. En, alhoewel slechts eenmaal gevonden, staat *C. gigas* ook aan

het andere eind van de scores bij beide analyses. Gezien er ruimtelijk weinig overlap is tussen de boomkorvisserij en de garnalenvisserij wijzen deze tegengestelde relaties wellicht op ruimtelijke verschillen die niet gedekt worden door de (gemeten en/of gemodelleerde) abiotische omstandigheden. Uit een partiële CCA met de geografische positie als verklarende variabelen en de omgevingsvariabelen als conditional, blijkt inderdaad dat er nog best wat ruimtelijke variatie zou kunnen zijn die niet door ruimtelijke verschillen in de gemeten en/of gemodelleerde abiotische omstandigheden verklaard kan worden (6.8% van de variantie verklaard, tegenover 6% met enkel abiotische variabelen), maar de VIF-waardes van de geografische posities zijn hoger dan 10, wat wijst op collineariteit. In vervolgstudies zouden extra (te bepalen) variabelen meegenomen kunnen worden: afstand tot kust, bathymetrische positie-index (BPI; ligt de locatie op een helling, in een depressie, op een top (zandbanken), of in een platte zones), hellingspercentage, hellingsrichting,).

Acht jaar na de sterke afname van de visserij-intensiteit van boomkorren vissend op platvis, zijn geen veranderingen vastgesteld gerelateerd met het stoppen van bodemberoering door deze visserij. Echter, herstel van de bodemdiergemeenschap na bodemberoering door visserij duurt onder sommige omstandigheden meerdere jaren (Kaiser et al. 2006). Dat lijkt ook in de Nederlandse kustzone te gelden. Zo vonden Bergman et al. (2014) in een windmolenpark waar visserij verboden is na vijf jaar nog geen significante verschillen t.o.v. nabijgelegen wel beviste gebieden. Eerder (Duineveld et al. 2007) werden in een ander gebied waar gaswinning plaats vindt en al 20 jaar gesloten is voor visserij wel significante verschillen gevonden in de bodemdiersamenstelling in vergelijking met nabijgelegen gebieden (o.a. grotere soortenrijkdom, hogere dichtheden fragiele tweekleppigen, hogere dichtheden slijkgarnalen). Craeymeersch et al. (2015) stelden in de Noord-Hollandse kustzone een toename van venusschelpen (*Chamelea striatula*) pas 7 jaar na een sterke afname van de visserij-intensiteit vast. De soort is bekend als gevoelig voor bodemberoering ((Wijnhoven et al. 2013)), en als deze toename inderdaad gerelateerd is aan een vermindering in visserijdruk, dan wijst ook dit op een lange rekolonisatieperiode. Waarom dit herstel zo laat begint, is onduidelijk en vraagt nader onderzoek. Een mogelijkheid is dat er door de jarenlange visserij iets in het functioneren en de biogeochemie van het bentische ecosysteem veranderd is, een onderwerp op dit moment onderzocht in kader van onderzoeksprogramma Pulsekor Impact Assessment (<https://pulsefishing.eu/nl/node/323>).

Hoe verder?

De in dit rapport gepresenteerde multivariate analyses leidden niet tot duidelijke relaties. Het is mogelijk dat de herstelperiode nog te kort is. Mogelijks hebben er wel al veranderingen plaats gevonden. We zouden kunnen nagaan of dit zo is, waar de grootste veranderingen in soortensamenstelling hebben plaatsgevonden, en of dit correspondeert met gebieden die een hoge visserij-inspanning kenden/kennen (resp. visserij op platvis/garnalen).

We weten dat er grote temporele variaties zijn, bijvoorbeeld als gevolg van grote verschillen in broedvalsucces en natuurlijke sterfte. Wellicht is dit in de analyses ten dele op te vangen door toevoegen van een tijdsfactor aan de analyses. In eerdere analyses hadden we dat niet gedaan, omdat er de visserij-inspanning correleert met de tijd (afnemend of toenemend in de tijd).

5 Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 187378-2015-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 september 2018. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V.

Literatuur

- Barr D, Levy R, Scheepers C, Tily H Random effects structure in mixed-effects models: Keep it maximal. Preprint submitted to journal, 8 aug 2011. .
- Bergman MJM, Ubels S, Duineveld G, Meesters E (2014) Effects of a 5-year trawling ban on the local benthic community in a wind farm in the Dutch coastal zone. *Ices J Mar Sci* doi:10.1093/icesjms/fsu193
- Bick A, Meissner K (2011) Redescription of four species of *Spio* and *Microspio* (Polychaeta, Spionidae) from the Kuril Islands and Peter the Great Bay, northwest Pacific. *Zootaxa*: 39-56
- Bick A, Otte A, Meissner K (2010) A contribution to the taxonomy of *Spio* (Spionidae, Polychaeta, Annelida) occurring in the North and Baltic Seas, with a key to species recorded in this area. *Marine Biodiversity* 40: 161-180
- Bivand R (2015) classInt: Choose Univariate Class Intervals. R package version 0.1-23. <https://CRAN.R-project.org/package=classInt>.
- Bivand R, Nicholas Lewin-Koh N (2015) maptools: Tools for Reading and Handling Spatial Objects. R package version 0.8-37. <https://CRAN.R-project.org/package=maptools>.
- Borcard D, Gillet F, Legendre P (2011) Numerical Ecology with R. Springer, New York
- Borcard D, Legendre P, Drapeau P (1992) Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. *Ecology* 73: 1045-1055
- Craeymeersch J, Escaravage V (2014) Perceel Benthos. In: Prins T, van der Kolff G (eds) PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta Eindrapport 1e fase 2009-2013 deel B, Book Deltares rapport 1200672-ZKS-0043, p. 19-154. Deltares, Delft
- Craeymeersch JA (1999) The use of macrobenthic communities in the evaluation of environmental change. PhD Thesis, University of Gent. 254 pp.
- Craeymeersch JA, Escaravage V, Adema J, van Asch M, Tulp I, Prins T (2015) PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta - bodemdieren 2004-2013. IMARES Rapport C091/15. 171pp.
- Craeymeersch JA, Hamerlynck O, Hostens K, Vanreusel A, Vincx M (1990) De ekologische ontwikkeling van de Voordelta. Deelrapport 1. De huidige ekologische situatie van de Voordelta. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek - Rijksuniversiteit Gent, Sectie Mariene Biologie. 92 pp.
- Craeymeersch JA, Piet GJ, Rijnsdorp AD, Buijs J (2000) Distribution of macrofauna in relation to the micro-distribution of trawling effort. In: Kaiser MJ, de Groot SJ (eds) Effects of fishing on non-target species and habitats Biological, conservation and socio-economic issues. Blackwell Science Ltd, Oxford
- Dauvin J-C (1989) Sur la présence de *Spio decoratus* Bobretzky, 1871 en Manche et remarques sur *Spio martinensis* Mesnil, 1896 et *Spio filicornis* (O.F. Müller, 1776). *Cahier de Biologie Marine* 30: 137-180
- Duineveld GCA, Bergman MJN, Lavaleye MSS (2007) Effects of an area closed to fisheries on the composition of the benthic fauna in the southern North Sea. *Ices J Mar Sci* 64:899-908
- Eurostat (2002) Monographs of official statistics. Variance estimation methods in the European Union. European Communities, Luxemburg. 69 pp.
- Field JG, Clarke KR, Warwick RM (1982) A Practical Strategy for Analyzing Multispecies Distribution Patterns. *Mar Ecol Prog Ser* 8: 37-52
- Gerritsen H (2014) mapplots: Data Visualisation on Maps. R package version 1.5. <https://CRAN.R-project.org/package=mapplots>.
- Gudmundsson H (1985) Life history patterns of polychaete species of the family Spionidae. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom* 65:93-111
- Heessen HJL, Jak RG (2009) Plan van Aanpak PMR monitoring natuurcompensatie Voordelta. Deel B: Uitvoeringsplannen per perceel. Wageningen IMARES, Intern rapport nr. 09.015. 148 pp.
- Holtmann SE, Groenewold A, Schrader KHM, Asjes J, Craeymeersch JA, Duineveld GCA, van Bostelen AJ, van der Meer J (1996) Atlas of the zoobenthos of the Dutch Continental Shelf. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, North Sea Directorate, Rijswijk
- Jongman RHG, ter Braak CJF, van Tongeren OFR (1987) Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ, Karakassis I (2006) Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar Ecol Prog Ser* 311:1-14
- Klein G, Rachor E, Gerlach SA (1975) Dynamics and productivity of two populations of the benthic tube-dwelling amphipod *Ampelisca brevicornis* (Costa) in Helgoland Bight. *Ophelia* 14: 139-159
- Legendre P, Legendre L (1998) Numerical Ecology. Second English Edition. Elsevier B.V., Amsterdam

- Lindeboom HJ, Dijkman E, Bos O, Meesters E, Cremers J, de Raad I, van Hal R, Bosma A (2008) Ecologische atlas Noordzee ten behoeve van gebiedsbescherming.
- Meissner K, Bick A, Bastrop R (2011) On the identity of *Spio filicornis* (O.F. Muller, 1776)-with the designation of a neotype, and the description of two new species from the North East Atlantic Ocean based on morphological and genetic studies. *Zootaxa*: 1-27
- Mouissie A, Bleeker A, Hensen A, Riksen M, van Dobben H, Huiskes R (2014) Stikstof, vegetatie en duinbeheer. Datarapport T0-monitoring (2011-2013) duinen van Goeree tot Solleveld, in het kader van MEP Duinen i.r.t. Maasvlakte 2. Grontmij, GM-0143006, revisie D1. 119 pp.
- Neuwirth E (2014) RColorBrewer: ColorBrewer Palettes. R package version 1.1-2. <https://CRAN.R-project.org/package=RColorBrewer>.
- Oksanen J, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Simpson G, Solymos P, Stevens M, Wagner H (2016) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Polytraits Team (2016) A database on biological traits of polychaetes. LifewatchGreece, Hellenic Centre for Marine Research. Accessed on 2016-03-17. Available from <http://polytraits.lifewatchgreece.eu>
- Poot M, Heunks C, Boudewijn T, de Jong J, van Horssen P, Japink M, Lengkeek W, Bouma S, Leopold M, van Bemmelen R, Pruisscher P, Buijtelaar K, Wolf P, Lilipaly S, Zuur A (2014) Perceel Vogels – Zwarte zee-eend. In: Prins T, van der Kolff G (eds) PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta Eindrapport 1e fase 2009-2013 deel B, Book Deltares rapport 1200672-ZKS-0043, p. 305-419. Deltares, Delft
- Prins T, van der Kolff G (eds) (2014) PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta. Eindrapport 1e fase 2009-2013 deel B. Deltares, Delft. Deltares rapport 1200672-ZKS-0043. 951p .
- Prins T, van der Kolff G, Boon A, Reinders J, Kuijper C, Hendriksen G, Holzhauer H, Langenberg V, Craeymeersch J, Tulp I, Poot M, Seegers H, Adema J (2014) PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta. Eindrapport 1e fase 2009-2013. Deltares, Delft. Deltares rapport 1200672-000-ZKS-0042. 209 pp.
- R Development Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing, R version 3.2.3 (2015-12-10) . R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Reiss H, Degraer S, Duineveld GCA, Kröncke I, Craeymeersch J, Rachor E, Aldridge J, Cochrane S, Eggleton JD, Hillewaert H, Lavaleye MSS, Moll A, Pholmann T, Robertson M, Smith R, vanden Berghe E, Van Hoey G, Rees HL (2010) Spatial patterns of infauna, epifauna and demersal fish communities and underlying processes in the North Sea. *Ices J Mar Sci* 67:278-293
- Rep A (1999) IAHL - Laboratoriumtechniek. Monsternamen. Larenstein. 118 pp.
- Ripley R, Lapsley M (2015) RODBC: ODBC Database Access. R package version 1.3-12. <https://CRAN.R-project.org/package=RODBC>.
- Sarkar D (2008) Lattice: Multivariate Data Visualization with R. Springer, New York
- Soetaert K (2014) shape: Functions for plotting graphical shapes, colors. R package version 1.4.2. <https://CRAN.R-project.org/package=shape>.
- ter Braak CJF (1988) Canoco - an Extension of Decorana to Analyze Species-Environment Relationships. *Vegetatio* 75:159-160
- Titeux N, Dufrene M, Jacob JP, Paquay M, Defourny P (2004) Multivariate analysis of a fine-scale breeding bird atlas using a geographical information system and partial canonical correspondence analysis: environmental and spatial effects. *J Biogeogr* 31:1841-1856
- Tuck I, Hall SJ, Robertson MR, Armstrong E, Basford DJ (1998) Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Mar Ecol Prog Ser* 162:227-242
- VanDerWal J, Falconi L, Januchowski S, Shoo L, Storlie C (2014) SDMTTools: Species Distribution Modelling Tools: Tools for processing data associated with species distribution modelling exercises. R package version 1.1-221. <https://CRAN.R-project.org/package=SDMTTools>.
- VenW (2008) VenW (2008). Beheerplan Voordelta. Spelregels voor natuurbescherming. Den Haag, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 146 pp.
- Wang Y, Naumann U, Wright ST, Warton DI (2012) mvabund - an R package for model-based analysis of multivariate data. *Methods Ecol Evol* doi:10.1111/j.2041-210X.2012.00190.x
- Wijnhoven S, Duineveld G, Lavaleye M, Craeymeersch J, Troost K, van Asch M (2013) Kaderrichtlijn Marien indicatoren Noordzee. Naar een uitgebalanceerde selectie van indicator soorten ter evaluatie van habitats en gebieden en scenario's hoe die te monitoren. NIOZ, Monitor Taskforce Publication Series 2013-02. 108 pp. .
- WoRMS (2015) *Travisia forbesii* Johnston, 1840. In: Read, G.; Fauchald, K. (Ed.) (2015) World Polychaeta database. Accessed through: World Register of Marine Species at <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=130512> on 2016-03-21.

-
- Ysebaert T, Herman P, Meire P, Craeymeersch J, Verbeek H, Heip C (2003) Large-scale patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57:335-355
- Ysebaert T, Herman PMJ (2002) Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. *Marine Ecology-Progress Series* 244:105-124

Dankwoord

De bemanning van de Luctor wordt bedankt voor de inzet tijdens de survey. De collega's van de (voormalige) Monitoring Taakgroep van het NIOZ worden bedankt voor de collegiale, goede samenwerking. Dr. Han van Dobben bedanken we voor zijn positieve bijdrage aan de opzet, de uitvoering en de rapportage van de multivariate analyses.

Verantwoording

Rapport C073/16

Projectnummer: 4316100065

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van IMARES.

Akkoord: Sander Glorius
onderzoeker

Handtekening:



Datum: 23 februari 2017

Akkoord: Jakob Asjes
Manager Integratie

Handtekening:



Datum: 23 februari 2017

Bijlage 1 Gemiddelde, minimum en maximum lengte (mm) of hoogte (mm) van schelpdieren (data bodemschaaf 2015)

jaar	soort	min	gemiddeld	max
2015	<i>Abra alba</i>	5.50	13.28	21.43
2015	<i>Acanthocardia echinata</i>	32.55	32.55	32.55
2015	<i>Cancer pagurus</i>	5.78	7.51	9.24
2015	<i>Carcinus maenas</i>	3.60	18.01	62.43
2015	<i>Cerastoderma edule</i>	31.07	38.52	46.75
2015	<i>Chamelea striatula</i>	7.63	15.97	27.46
2015	<i>Corystes cassivelaunus</i>	8.79	19.65	25.90
2015	<i>Crassostrea gigas</i>	37.66	126.30	153.77
2015	<i>Crepidula fornicata</i>	5.51	19.27	44.34
2015	<i>Donax vittatus</i>	13.49	24.03	38.11
2015	<i>Ebalia cranchii</i>	4.52	4.52	4.52
2015	<i>Ensis</i>	2.95	104.40	192.56
2015	<i>Euspira catena</i>	24.97	24.97	24.97
2015	<i>Euspira nitida</i>	7.43	13.00	16.13
2015	<i>Hemigrapsus takanoi</i>	4.02	10.37	18.57
2015	<i>Liocarcinus depurator</i>	10.27	24.42	41.18
2015	<i>Liocarcinus holsatus</i>	4.92	25.80	47.76
2015	<i>Liocarcinus navigator</i>	5.55	18.89	34.82
2015	<i>Macoma balthica</i>	4.51	19.65	28.99
2015	<i>Mytilus edulis</i>	7.49	41.40	87.80
2015	<i>Nassarius nitidus</i>	13.03	24.43	30.48
2015	<i>Nassarius reticulatus</i>	20.55	26.42	32.11
2015	<i>Petricola pholadiformis</i>	23.36	35.60	51.00
2015	<i>Portumnus latipes</i>	3.88	10.10	28.15
2015	<i>Spisula elliptica</i>	11.03	18.85	24.61
2015	<i>Spisula solida</i>	8.05	25.34	44.43
2015	<i>Spisula subtruncata</i>	5.74	17.23	32.01
2015	<i>Tellina fabula</i>	7.26	15.70	24.39
2015	<i>Tellina tenuis</i>	12.80	20.12	26.65
2015	<i>Thia scutellata</i>	10.68	14.33	18.49
2015	<i>Venerupis senegalensis</i>	8.28	35.54	54.47

IMARES Wageningen UR
T +31 (0)317 48 09 00
E imares@wur.nl
www.imares.nl

Visitors address

- Ankerpark 27 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 5, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden



IMARES (Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies) is the Netherlands research institute established to provide the scientific support that is essential for developing policies and innovation in respect of the marine environment, fishery activities, aquaculture and the maritime sector.

The IMARES vision

‘To explore the potential of marine nature to improve the quality of life’

The IMARES mission

- To conduct research with the aim of acquiring knowledge and offering advice on the sustainable management and use of marine and coastal areas.
- IMARES is an independent, leading scientific research institute

IMARES Wageningen UR is part of the international knowledge organisation Wageningen UR (University & Research centre). Within Wageningen UR, nine specialised research institutes of the DLO Foundation have joined forces with Wageningen University to help answer the most important questions in

the domain of healthy food and living environment.
